

## 7 ブラックカーボン排出対策が必要とされる場合の技術的な検討

船舶から排出されるブラックカーボンの削減技術として、本事業ではディーゼル粒子フィルタ (DPF) もしくは湿式スクラバーなどの後処理装置を装着した場合と、主機関の使用燃料を C 重油から A 重油に転換した場合を検討対象とした。そして、各々のブラックカーボン排出量の削減効果を文献調査より推定し、ブラックカーボンの削減に必要なコストを船舶寿命全体として計算する MAC (Marginal Abatement Cost) によって比較評価した。

検討の結果、ディーゼル粒子フィルタ (DPF) と湿式スクラバーはいずれも燃料転換よりも MAC が低く、なかでもスクラバー水の排水処理を行わず、一度利用した海水をただちに排水するオープンループ方式を用いたスクラバーの MAC が最も小さく計算された。

船舶からのブラックカーボン排出量の削減対策の枠組みとしては、まず ICE クラスの船舶を対象にディーゼル粒子フィルタ (DPF) や湿式スクラバーの装着を中心とした対策を既存船、新造船ともに設定することが望ましいと考えられ、使用燃料の C 重油から A 重油への転換はブラックカーボン排出量の削減技術としてはコストパフォーマンスが悪い。

他方、ボランティアな対策において人体健康影響リスクの低減を重視する場合には、硫酸塩及びその付随水の低減はブラックカーボン低減 MAC より小さく計算されることから、ECA-S の追加設定など既存の規制の枠組みを利用することも考えられる。

## 7.1 船舶から排出されるブラックカーボン排出の低減に適用可能な技術

船舶から排出される PM の削減技術としては、まず燃料噴射率や内部スワールの増加など燃焼改善技術があげられる。しかし、NO<sub>x</sub> の IMO における排出基準である TierII 及び TierIII 対応のため燃焼改善による PM 削減の自由度は少なくなっており、また、既存機関に対しての後付けも困難である。さらに、対策が必要とされる船舶の絶対数が全球レベルで必要とされる TierII あるいは米国やバルト海北海に寄港する船舶に必要な TierIII 対応に比較して少なくなることから、機関単体での対応は難しいと考えられる。他方、ディーゼル粒子フィルタ (以下「DPF」という。) や湿式スクラバー (以下「Wet Scrubber」という。) に代表される後処理装置は既存船への対応も比較的容易であり、また小規模な市場への対応も可能であると考えられる。なお、Wet Scrubber は本来 SO<sub>x</sub> 規制に対応する低減技術であるが、後述するように粒子状物質の除去にも効果があると言われている。また、A 重油への燃料転換 (以下「Fuel Switch」という。) によって、PM を削減するという考え方はディーゼル自動車において有効であったため、米国などこれを支持する国も多い。

LAC 排出量の削減技術のうち、①低質燃料が今後も引き続き使用され、かつ②新規の燃料中硫黄分の特別規制海域 (ECA-S) が北極圏付近で設定されないこと、という二つの前提条件では、燃焼改善技術などエンジン本体だけで LAC 排出量を大幅に削減することが困難であり NO<sub>x</sub> 及び SFC 削減との妥協が求められる。更に低硫黄良質燃料だけでなく、低質燃料の使用も担保する前提では潤滑油注油量およびその質の大幅な変更も難しい。このような中では、後付けで削減が期待できる①ディーゼル粒子フィルタ (DPF)、②湿式スクラバー (Wet Scrubber) 及び③A 重油への燃料転換 (Fuel Switch) の3つが技術的にも有効であると評価できる。

A 重油以外への燃料転換、たとえば液化天然ガス (LNG) への転換は北極圏での燃料供給体制の整備が新規 ECA-S の設定を前提にしない場合に困難であること、燃焼改善は対象となる機関の数が少なく、新しい市場として予測が難しいことなどから、除外した。

以下、①ディーゼル粒子フィルタ (DPF)、②湿式スクラバー (Wet Scrubber) 及び③A 重油への燃料転換 (Fuel Switch) の有望と考えられる3つの技術について、既存文献における EC などの削減率、今回定義した LAC に対して想定できる削減率および、その技術コストについて整理した。詳細については、参考資料を参照されたい。

### 7.1.1 ディーゼル粒子フィルタ (DPF)

DPF による粒子状物質の除去については、文献調査などから表 7.1-1 及び表 7.1-2 のようにまとめられる。これを、LAC 排出量の除去率として表 7.1-3 のように整理した。さらに、北極圏において最も多く使用されている既存船 (10,000-30,000 総トン、主機搭載馬力 19,950 kW、平均出力 11,251 kW) への適用を念頭に、搭載コストと運航コストを表 7.1-4 のようにまとめた。

表 7.1-1 DPF によるブラックカーボンまたは PM 削減可能性に関する調査結果  
(低硫黄燃料油 MGO)

Study/Manufacturer	Reduction potential (MGO)		
	PM	OC/OM/SOF	Elemental carbon
Tsuda et al. (2013)	70%	~ 0%	“Most”
Majewski (2001)			95-99.9% (EC)
Corbett et al. (2010b)			85% (BC)
Liu et al. (2008)			99.7% (EC)
Huss Filters (2014)	99.9%	Not reported	
Dinex (Danish EPA, 2013)	93%	Not reported	
Lauer (2012)	55%	30-60%	99% (EC)

表 7.1-2 DPF によるブラックカーボンまたは PM 削減可能性に関する調査結果  
(重質燃料油 HFO)

Study/Manufacturer	Reduction potential (HFO)		
	PM	OC/OM/SOF	Elemental carbon
Tsuda et al. (2013)	50%	~ 0%	“Most”
Mitsui O.S.K. (2012)	80%		

表 7.1-3 DPF による LAC 排出量削減可能性.

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor HFO [g/kWh]	Emission factor MGO [g/kWh]
LAC	85%	0%	85%	37%	0.335	0.211
EC	85%			85%	0.040	0.006

表 7.1-4 DPF による LAC 排出量のコスト (20 MW engine)

Diesel Particulate Filter	
CAPEX (incl. Installation) [USD/kW]	121
OPEX [USD/kW/year]	21.9 (including filter replacement)
Fuel penalty	4%
Lifetime [years]	Actual 6-8 years (but unlimited in calculations due to replacement included in OPEX)
Off-hire days	15

## 7.1.2 湿式スクラバー (WET scrubber)

湿式スクラバーによる粒子状物質の除去については、文献調査などから表 7.1-5 のようにまとめられる。これを、LAC 排出量の除去率として表 7.1-6 のように整理した。さらに、北極圏において最も多く使用されている既存船 (10,000-30,000 総トン、主機搭載平均馬力 19,950 kW、平均出力 11,251 kW) への適用を念頭に、搭載コストと運航コストを表 7.1-7 (オープンループ) と表 7.1-8 (オープンループとクローズループのハイブリッドタイプ) のようにまとめた。

なお、湿式スクラバーは本来 SOx 削減のために導入されるもので、これらのコストは、本来 SOx 削減と LAC 削減と按分するべきものであるが、その割合の設定には外部コストの設定などが必要であることから、ここでは全て LAC 削減のためのコストであると仮定している。

他方で今回の計算においては排水基準が明確になっていないため、スクラバーの排水処理については NaOH の消費量のみを考慮していることには留意されたい (ハイブリッドのクローズドループにおいては、陸上での廃棄処理費用を考慮)。特に BC やそれに吸着した毒性物質の除去が必要になると将来において IMO で合意された場合、排水処理コストは現在の 5-10 倍程度に跳ね上がることも考えられる。

表 7.1-5 湿式スクラバーによる PM 削減可能量 (Lack & Corbett, 2012)

Measurement	EC <sub>TOA</sub>	EC <sub>TOA</sub>	PM <sub>2</sub>	PM <sub>1.5</sub>	PM <sub>1</sub>	PM <sub>0.05</sub>
Reduction potential	55%	70%	98%	74%	59%	45%
Fuel type	Low sulfur diesel	1.5% Sulfur	HFO	HFO	HFO	HFO

表 7.1-6 スクラバーによる LAC 排出量削減可能量

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor HFO [g/kWh]	Emission factor MGO [g/kWh]
LAC	50%	50%	50%	50%	0.335	0.168
EC	50%			50%	0.040	0.020

表 7.1-7 スクラバーによる LAC 排出量のコスト (オープンループ 20 MW engine.)

Open loop scrubber	
CAPEX (ex. Installation) [USD]	2,500,000
Installation [USD]	1,900,000
OPEX [USD/kW]	6.9
Fuel penalty	2%
Lifetime [years]	15
Off-hire days	20

表 7.1-8 スクラバーによる LAC 排出量のコスト (ハイブリッド 20 MW engine.)

Hybrid scrubber	Open loop mode	Closed loop mode
CAPEX (ex. Installation) [USD]	3,100,000	
Installation [USD]	2,300,000	
OPEX [USD/kW]	6.9	
Lifetime [years]	15	
Fuel penalty*	2%	1%
NaOH consumption [m <sup>3</sup> /hour]*	-	0.15
NaOH costs [USD/m <sup>3</sup> ]*	-	157
Off hire-days	20	

### 7.1.3 A 重油への燃料転換 (Fuel Switch)

C 重油から A 重油への燃料転換による粒子状物質の除去については、文献調査などから表 7.1-9 のようにまとめられる。これを、LAC 排出量の除去率として表 7.1-10 のように整理した。さらに、将来の燃料価格については現状をロッテルダム港の積み出し価格として設定し、将来の価格上昇率を IEA の World Energy Outlook の伸び率として設定すると、図 7.1-1 のように予想される。

表 7.1-9 燃料転換によるブラックカーボン削減可能量に関する調査 (Lack & Corbett, 2012)

Study (Yr)	Exempt Type	Fuel Type	Abatement	Reference
1-4	MHD	HFO, LFO	EC - TOA, BC-FSN	Perreault et al. (2005)
7-12, 25-27	MHD	HFO, MDO, Bio-diesel	BC - Filter EC - TOA	Perreault et al. (2011a)
13	MHD	HFO	EC - TOA	Perreault et al. (2011b)
14	MHD	HFO	EC - TOA, BC - Filter	Perreault et al. (2011c)
15	MHD	MDO	BC - FSN	Coppin et al. (2012)
16	SSD	HFO, MDO	EC - TOA	Kayum et al. (2007)
17	SSD	HFO	EC - TOA	Agarwal et al. (2010)
18	SSD	HFO	EC - TOA	Agarwal et al. (2016)
19-21	MHD	Bio-diesel	EC - TOA	Agarwal et al. (2011)
22	SSD, MHD	HFO, MDO, MGO	BC - FSN	Leahy et al. (2008a)
23, 24	MHD	HFO, MGO	EC - TOA	MAN Diesel SE (2007)
25-30	MHD	HFO	BC - FSN	Kayum et al. (2008a, b)
31, 32	MHD	MDO	BC - FSN	Samuel et al. (2009a)

表 7.1-10 A 重油転換による LAC 排出量削減可能量

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor HFO [g/kWh]	Emission factor MGO [g/kWh]
LAC	76%	0%	100%	41%	0.335	0.199
EC	76%			76%	0.040	0.010

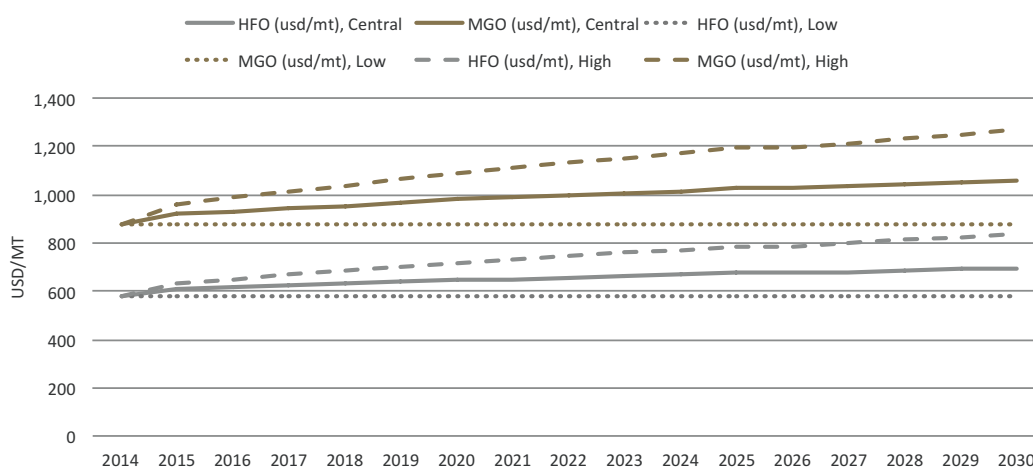


図 7.1-1 HFO (C 重油) 及び MDO (A 重油) の北極圏における将来価格

## 7.2 ブラックカーボン排出対策のコスト評価

MAC (Marginal Abatement Cost; 1g の LAC 削減に必要なコストを船舶の寿命全体として評価するもの) 計算の経済的な条件を表 7.2-1 に、また、感度解析として設定した 3 つの経済シナリオを表 7.2-2 に示す。MAC 計算においては、市場における資金調達を前提として、割引率については 4% に設定し、また、削減技術毎の技術有効期間 (life-time) を 10 年として計算を行っているが、MPV の計算上は既存船の残余船齢として 25 年として計算している(技術の有効期間以降は削減量 OPEX とともに 0 として算定、ただしイニシャルコストは 25 年で償還される)。この結果、特にイニシャルコストは高めに計算される。MAC の計算結果を図 7.2-1 に示す。

いずれの燃料価格に関する将来シナリオにおいても、スクラバーの MAC が他の A 重油転換及び DPF に比較して、低く計算される。これは、スクラバーの運用コスト (OPEX) が他の二つの技術に比較して小さいことに起因している。なかでもスクラバー水の排水処理を行わず、一度利用した海水をただちに排出するオープンループ方式を用いたスクラバーの MAC が小さく計算される。また、DPF も A 重油転換に比較すると MAC が小さく計算される。

以上のことから、北極圏において海域を限定した対策を行う場合には、スクラバーを利用し、一部 DPF で補完することが適切であると考えられた。

表 7.2-1 MAC 計算における経済的条件

Element	Assumption
Evaluation year (year of NPV calculation)	2014
Price year	2014
Currency	USD
Discount rate	4%
First year of technology	2016
HFO specific fuel oil consumption [g/kWh]	190
Time period	The residual lifetime of the vessels, but maximum the service lifetime of the technologies

表 7.2-2 MAC 計算における 3 つの経済シナリオ

Sensitivity parameter	Low	Base line condition	High
HFO price [USD/ton]*		561	
MGO price [USD/ton]*		876	
Ship residual lifetime [years]	5	10	20
Time operating in the Arctic [hours]**	4380	8760	
Interest rate		4%	8%

\*Rotterdam prices January 27<sup>th</sup> 2014

\*\*Corresponding to 49,279,380 kWh for the specific example ship

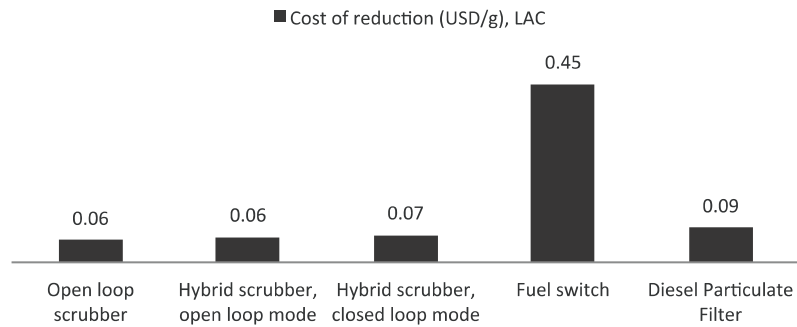


図 7.2-1 ブラックカーボン削減技術の MAC (縦軸は USD/g-LAC)

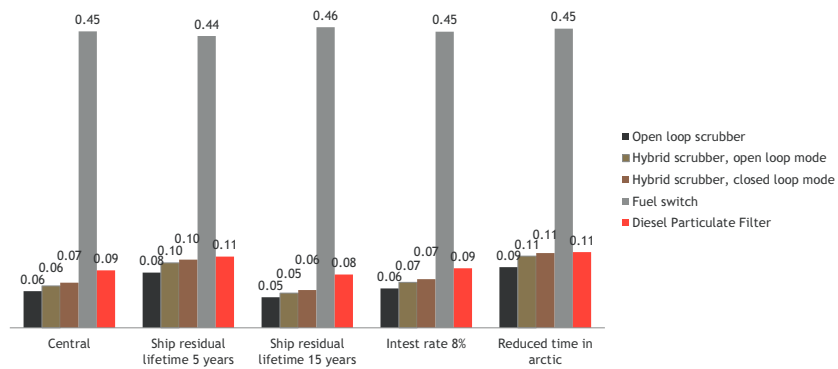


図 7.2-2 ブラックカーボン削減技術の MAC (USD/g) の感度解析,

LAC. Scenarios: reduced and extended residual lifetime of 5 and 15 years, respectively, high discount rate of 8%, and reduced time in Arctic of 4,380 hours corresponding to six months.

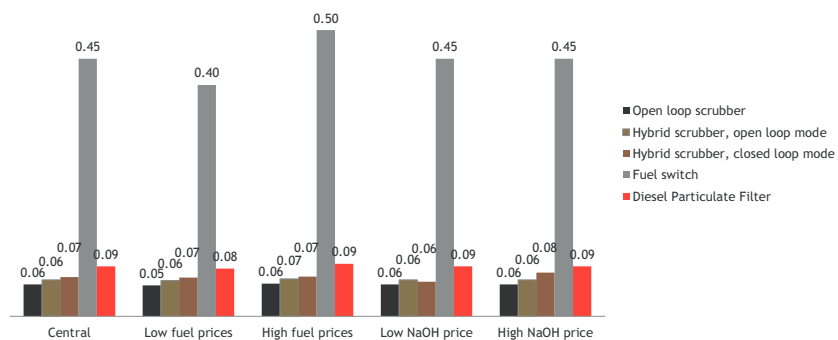


図 7.2-3 ブラックカーボン削減技術の MAC (USD/g) の感度解析,

LAC. Scenarios: refer to Figure 11 for low and high fuel prices, low and high NaOH costs of 52 and 262



USD/m<sup>3</sup>

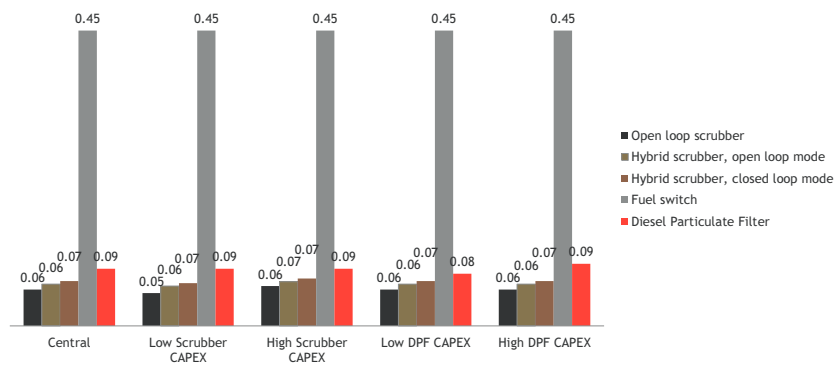


図 7.2-4 ブラックカーボン削減技術の MAC (USD/g) の感度解析,

, LAC. Scenarios: low and high CAPEX incl. installation for open loop/hybrid scrubber of 3.7/5.1 and 5.1/6.0 mio. USD and low and high CAPEX for DPF of 1.7/3.1 mio. USD.

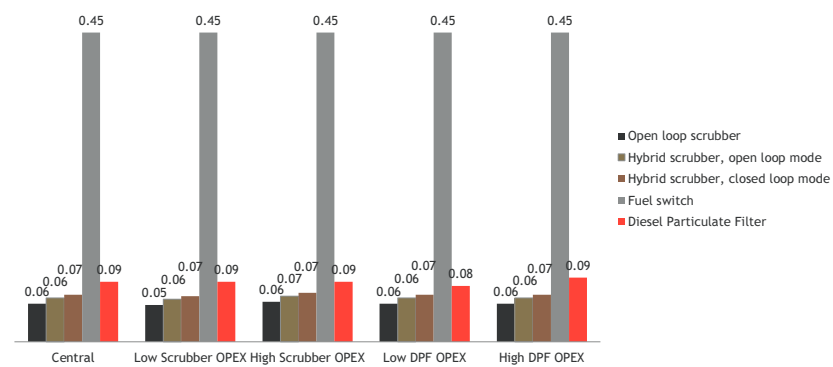


図 7.2-5 ブラックカーボン削減技術の MAC (USD/g) の感度解析,

LAC. Scenarios: high and low OPEX for scrubber of 3.9 and 10.8 USD/kW per year and high and low OPEX for DPF of 15.3 and 28.5 USD/kW per year.

### 7.3 ブラックカーボン排出対策の枠組み

上記のコスト計算は残余寿命 10 年の既存船を対象として行った。新造船の場合、適用される時間が既存船より長くなることから、DPF あるいは湿式スクラバーと燃料転換との MAC 差は更に大きくなり、LAC 低減のためにはこのような後処理装置を付けることで技術的にはほぼ同程度の削減効果が期待できる。したがって、既存船への適用についても対策の必要があればコスト負担を積極的に考えることも可能である。また、EC による放射強制力や雪表面の反射率の変動は、同海域内の LAC の瞬間的な濃度に影響される。たとえば、雪表面の反射率に影響する LAC 沈着量としては、過去 1 ヶ月程度ののべ沈着量を考慮すればよいと考えられる。局地的かつ即効性のある排出量対策としては新造船だけでなく既存船への適用を行った方が総排出量の大幅な削減に繋がることは言うまでもない。

将来において、対策を行う場合、Non Arctic area の殆どの海域には polar code が適用されないことから、非 ICE クラスの船舶が航行できる。このため、同海域には特に夏季において他の海域からの非 ICE クラスの船舶の往来が増加していることが考えられるが、対策の枠組みとしては、まず ICE クラスの船舶を対象に上記に示したように湿式スクラバーと DPF を中心とした対策を既存船、新造船ともに設定することが望ましいと考えられる。燃料転換はコスト解析の結果から判明したように LAC 排出量の削減としては MAC が大きくコストパフォーマンスが悪い。

他方、ボランティアな対策において人体健康影響リスクの低減を重視する場合には、硫酸塩及びその付随水の低減 MAC は LAC 低減 MAC より小さく計算されることから、ECA-S の追加設定など既存の規制の枠組みを利用することも考えられる。

## 8 まとめ

本章では、前章までの内容を整理している。

船舶から排出されるブラックカーボンの特徴として、これまでの文献調査では PM やダストの粒径分布は明らかでなかったが、本調査事業で実施した実船計測の結果、船舶の排ガス中に含まれるダストのほとんどは PM<sub>2.5</sub> 未満の微粒子であると考えられる。また、船舶から排出されるブラックカーボンは、自動車ディーゼル機関から排出されるものと異なって OM の割合が高く、船舶から排出されるブラックカーボンに OM を考慮することにより、本事業では、船舶から排出されるブラックカーボンを、EC と OM が同一の環境中挙動及び光学的特性を示すものとして、濃度、放射強制力を安全側に評価した。

北極圏における船舶からのブラックカーボンの人工排出源に対する寄与については、カナダの exactEarth 社が提供する衛星 AIS データを活用して精度の高い活動量及び排出量データを作成したところ、北緯 66° 以北の海域では年間を通じて 7 月の船舶活動量が最も多く、2 月の活動量が最も少なく、7 月の半分程度となった。また、多くが小型船である AIS クラス B を搭載した船舶の活動量は相対的に小さく全体の 5%以下であり、北緯 66° ~70° の活動量が北緯 66° 以北の活動量の約 50%を占め、北緯 66~75° の活動量は北緯 66° 以北全体の 92%となった。北緯 75° 以北の船舶活動量は夏季及び秋季に集中している。

シミュレーションによる船舶から排出されるブラックカーボンの影響評価の結果、大気圏最下層におけるブラックカーボン濃度に対する船舶からの寄与は全般としては、“Non Arctic area”で 10%内外、“Arctic area”では更に少なくなることが予想された。また、北極海上空における放射強制力については、船舶によるその増加分は、年平均で最大 1%程度、最も影響が懸念される 7 月においても最大 2%程度に留まっていた。他方、雪表面の反射率の変化については、夏季 1ヶ月分の沈着が新雪に落ちた場合の反射率の変化の範囲は、通常の水氷が夏季における降雨でザラメ化するなどの自然変化の範囲に比較して小さいと評価できた。

ブラックカーボンの排出量はスカンジナビア半島沖に集中していることから、削減対策は船舶の活動量が大きく、かつ船舶の排出寄与割合が大きい“Non Arctic area”で優先的に行うべきと考えられるが、“Arctic area”は今後、船舶活動量の大幅な伸びが期待されており、AIS などを利用して今後も引き続き船舶活動量をモニターする必要がある。また、“Non Arctic area”において人体健康影響に対するリスクを重視する場合は、ECA-S の新規設定など、硫酸塩及びその付属水の排出低減を目的とした既存の枠組みを活用することも考えられる。地衣類など特殊な生態系を持つ北極圏においては、農作物や森林などに対する臨界負荷量のような指標が整理されていないことから、地衣類を指標生物とした長期モニターなどが今後必要になると考えられる。

北極圏における船舶からのブラックカーボンの排出削減技術を MAC (marginal abatement cost) として評価した場合、既存船であっても、ディーゼル粒子フィルタ (DPF) 及び湿式スクラバーの方が、C 重油から A 重油への燃料転換よりもコストが大幅に小さく、特に湿式スクラバーは、排水基準の今後の議論によっては総コストが大幅に増加する可能性もあるが、SO<sub>x</sub> の削減とともにブラックカーボンの大幅な削減が期待でき有効と考えられる。放射強制力や雪表の反射率への影響を大きく削減するためには、新造船だけでなく北極圏を航行する既存船を含めたすべての船舶を対象とすることが望ましいと考えられる。

## 8.1 船舶からのブラックカーボンの排出実態の特徴

- 船舶からのPM排出については、BC以外の硫酸塩及びその付随水も多く含まれている。MEPC (Marine Environment Protection Committee : IMO 海洋環境保護委員会) における議論においても、これらを除外した LAC (Light Absorbing Carbonaceous 光吸収炭素化合物) として BC を定義することが検討されている。本事業ではブラックカーボンの定義として LAC とする考え方を採用する。この際、自動車ディーゼル機関経由では LAC としては希釈法で捕集される EC として定義することが多いが、本事業内では 2 章などで実測されたデータなどを考慮して、EC (Elemental Carbon)以外に、OM (Organic Material)+Ash についても安全側の評価から LAC として扱うこととした。
- 既存の文献などにおいて船舶の PM あるいはダストの粒径分布は明らかになっていなかったが、本調査における実船計測から、船舶のダストはその殆どが PM<sub>2.5</sub> 未満の微粒子であると考えられる。
- 希釈法によって計測された PM における OM の割合 (82%) は大きい、ダストとしてサンプリングした場合でも、OM の割合が多い (今回の測定で最大 74%) 。
- これは、超低硫黄軽油を用いた自動車ディーゼル機関経由の PM あるいは LAC の現状とは、大きく異なる特徴である。実際に OM が捕集されフィルタ上の着色を確認すると、黒色ではないものの茶色となっていることが確認された。
- シミュレーションにおいては、EC と OM が同一の環境中挙動及び光学的特性を示すものとして評価を行う。これは、濃度、放射強制力の評価の場合は安全側の評価となる。

## 8.2 北極圏における船舶からのブラックカーボン (LAC) の人工排出源に対する寄与

- カナダの exactEarth Ltd が提供する衛星 AIS データを活用して、世界的に見ても精度の高い船舶活動量及び排出量データを作成した。
- 北極海における船舶の活動量及び LAC 排出量データを整備するにあたっては、北緯 66° 以北の海域のうち、ノルウェーの内航船や漁船などの活動が多いとみられる海域と北極海航路を含む海域を分けるため、本事業では、西経 25° ~東経 45° 、かつ、北緯 66~80° の海域を“Non Arctic area”とし、それ以外の北緯 66° 以北の海域を“Arctic area”と定義した。
- 航行船舶活動量 (燃料消費量) は 7 月が最も多く、2 月が最も少なく 7 月の半分程度となった。クラス A の活動量が大部分を占め、多くが小型船であるクラス B の活動量は相対的に小さく全体の 5%以下であった。
- 緯度で活動量の分布をみると、北緯 70° 以南が北緯 66° 以北全体の約 50%を占め、北緯 75° 以南では全体の 92%となっている。また、北緯 75° 以北は夏季及び秋季に活動量が集中している。

### 8.3 シミュレーションによる船舶から排出されるブラックカーボンの影響評価

- 大気圏最下層におけるブラックカーボン濃度に対する船舶からの寄与は全般としては、“Non Arctic area”で10%内外、“Arctic area”では更に少なくなることが予想された。
- 北極海上空における放射強制力については、船舶によるその増加分は、年平均で最大1%程度、最も影響が懸念される7月においても最大2%程度に留まっていた。
- 他方、雪表面の反射率の変化については、沈着量が多い地域は夏季において既に海氷が消失していることなどから、現時点で沈着が海氷の消失に大きな影響を与えている可能性は小さい。また、夏季1ヶ月分の沈着が新雪に落ちた場合の反射率の変化の範囲は、通常の雪氷が夏季における降雨でザラメ化するなどの自然変化の範囲に比較して小さいと評価できた。

### 8.4 ブラックカーボン排出対策の枠組み

- LACの地理的分布によるとスカンジナビア半島沖に活動量及び排出量が集中しており、北緯66°以北におけるLAC年間総排出量2,161 Mg/yearのうち、約82%の1,770 Mg/yearが本事業で定義する“Non Arctic area”内で発生し、シベリア側やカナダ側の“Arctic”内では約18%の391 Mg/yearであった。
- したがって、二つの海域では、船舶の活動量が大きくかつ船舶の排出寄与割合が大きい“Non Arctic area”における削減対策を“Arctic area”における削減対策に優先されるべきと考える。
- 生態系及び人体健康影響のリスクを考慮しても Arctic area における対策の必要性は Non Arctic area におけるそれに比較して小さいと結論できる。
- Arctic area においては船舶活動量の大幅な伸びが将来において期待されており、実活動量についてはAISなどを活用して引き続きモニターする必要がある。
- Non Arctic area において、人体健康影響に対するリスクを重視する場合は、ECA-Sの新規設定など、硫酸塩及びその付随水の排出低減を目的とした既存の枠組みを活用することも考えられる。
- 地衣類など特殊な生態系をもつ北極圏においては、農作物や森林などに対する臨界負荷量のような指標は整理されていない。逆に地衣類を指標生物とした長期モニターなどが今後必要になると考えられる。

### 8.5 ブラックカーボン削減技術のまとめ

- LACの削減をMAC (marginal abatement cost; 1 gのLAC削減に必要なコストを船舶の寿命全体として評価するもの) として評価した場合、既存船であってもC重油からA重油への転換に比較して、DPF及び湿式スクラバーにおいて、コストが大幅に小さくなることがわかった。これは同燃料転換においては、硫酸塩及びその付随水の削減は期待できるものの、LACの削減量が小さいことに起因している。特に湿式スクラバーは、

SO<sub>x</sub> の削減とともに LAC の大幅な削減が期待できるため、北極圏における LAC 削減対策として有効であると評価できる。ただし、スクラバー排水基準の今後の議論によって、スクラバーの総コストは大きく増加する可能性がある。

- 放射強制力や雪表の反射率への影響を大きく削減するためには、対策は新造船だけでなく、同海域を航行する既存船を含めた全ての船舶を対象とすることが望ましいと考えられる。

# 第 III 編 參考資料





以下に本事業において参考とした資料として下記3つを添付する。

参考資料1 将来シナリオにおける濃度及び放射強制力計算

参考資料2 黒煙による生態系への影響（佐瀬委員作成）

参考資料3 Shipping traffic in the Arctic - Technology review and cost scenarios Regarding Black Carbon Reduction (英文)



## 参考資料1 将来シナリオにおける濃度及び放射強制力計算

下記に示す3つの将来シナリオにおいては、船舶の活動量すなわち LAC 排出量が1年で最も多くなる7月を対象にして最下層 EC 濃度分布、気柱 EC 総量分布、LAC 排出量で基準化した気柱総量分布、放射強制力分布、LAC 排出量で基準化した放射強制力のそれぞれを計算した。各主題について、将来 Case1~3 及び将来 Case1 に対する Case2 と Case3 の差分を図 1~図 5 に示す。なお、本編に掲載した計算においては WRF-Chem v3.1.1 を基本的に採用しているが、将来計算については WRF-Chem v3.4.1 を用いている。

### 【将来 Case1】

船種が不明、AIS ClassB、または 6,000 GT 以下の船舶は変化なし  
船種不明以外で、AIS ClassA の 6,000 GT 以上の船舶については、

- Arctic area の活動量→ 現況の 3 倍
- Non Arctic area の活動量 → 現況の 1.5 倍

2020 年の増加を想定。

### 【将来 Case2】

船種が不明、AIS ClassB、または 6,000 GT 以下の船舶は変化なし  
船種不明以外で、AIS ClassA の 6,000 GT 以上の船舶については、

- Arctic area の活動量→ 現況の 3 倍
- Non Arctic area の活動量 → 現況の 1/2

2020 年の増加を想定かつ Non Arctic area の国際航行船舶に対策の導入を想定。

### 【将来 Case3】

船種が不明、AIS ClassB、または 6,000 GT 以下の船舶については、現況の 1/3 倍  
船種不明以外で、AIS ClassA の 6,000 GT 以上の船舶については、

- Arctic area の活動量→ 現況と同じ
- Non Arctic area の活動量 → 現況の 1/2

2020 年の増加を想定かつ 全船舶に対策の導入を想定。将来 Case1 の 1/3。

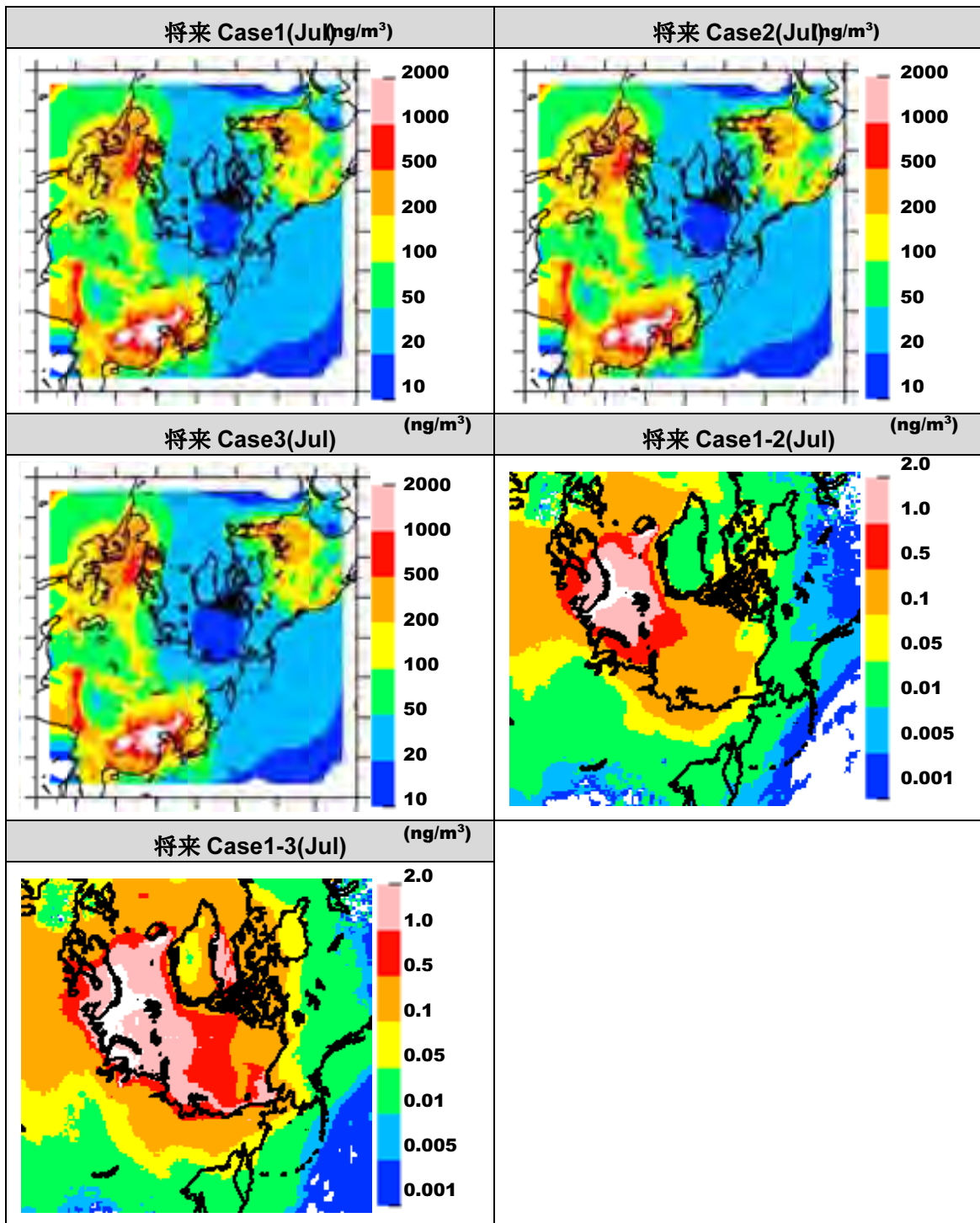


図 1 将来シナリオにおける最下層 EC 濃度分布図 (7 月)

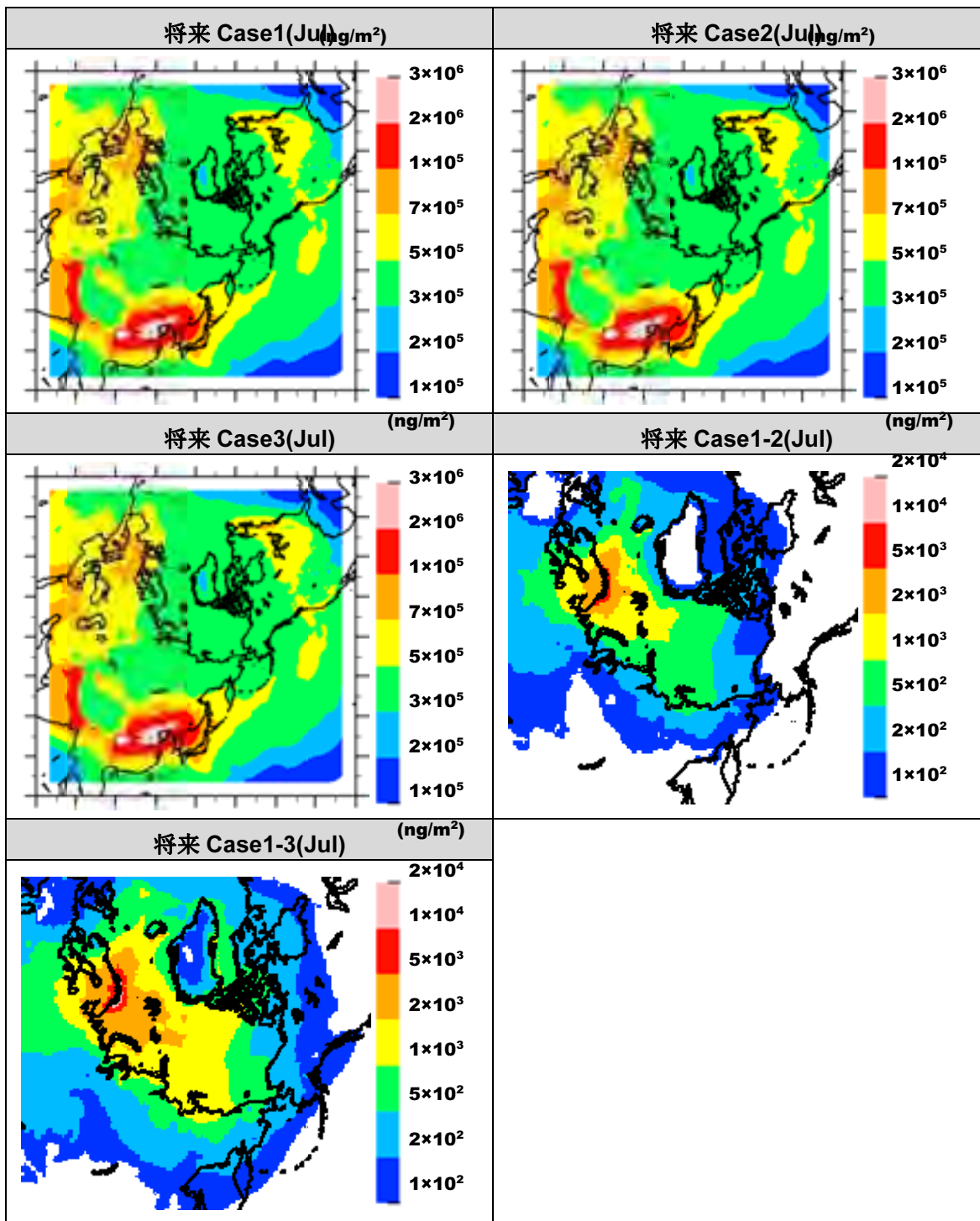


図 2 将来シナリオにおける気柱 EC 総量の分布図 (7 月)

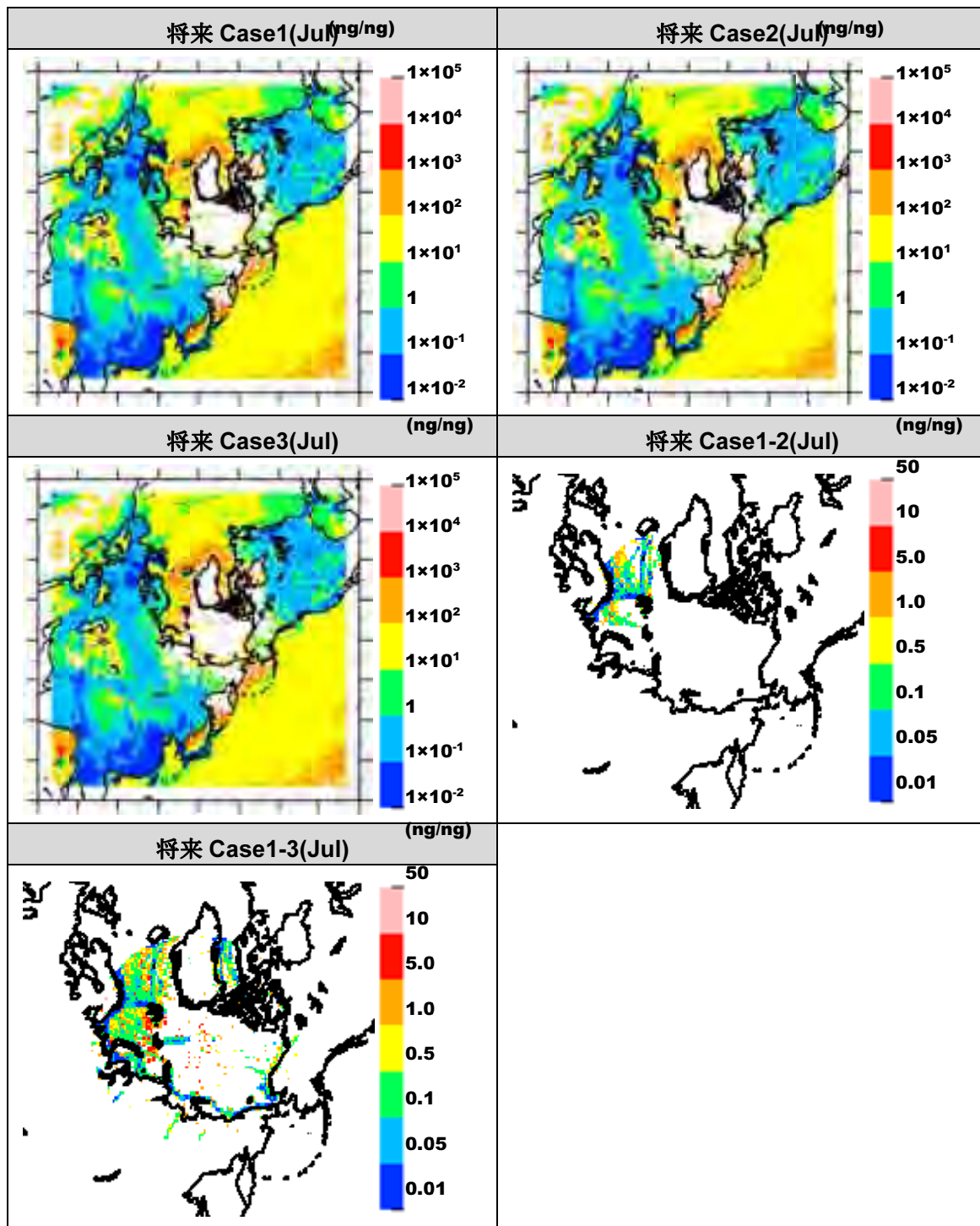


図 3 将来シナリオにおける EC 気柱総量／排出量分布図 (7月)

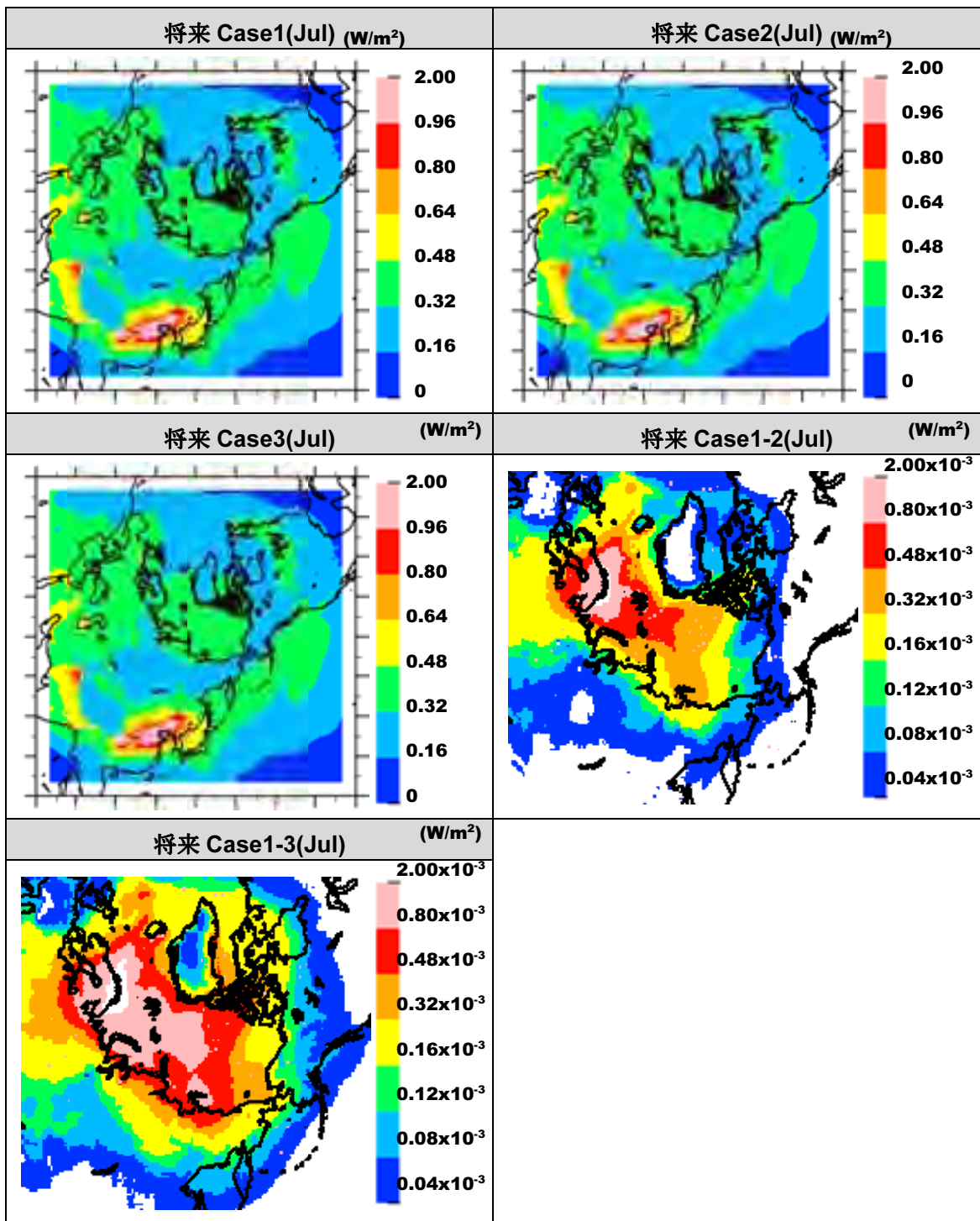


図 4 将来シナリオにおける放射強制力分布図 (7月)



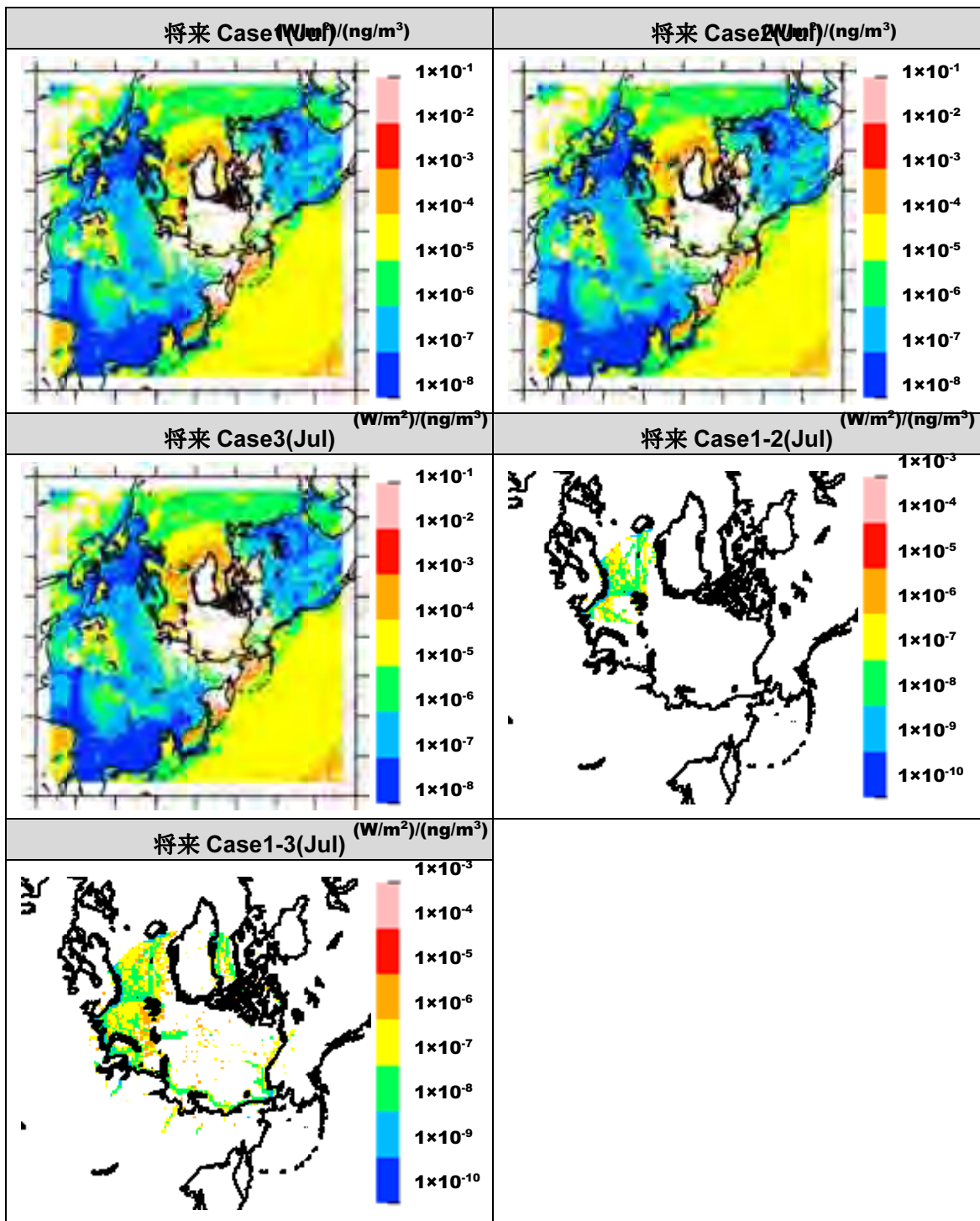


図 5 将来シナリオにおける放射強制力／排出量分布図 (7月)



## 参考資料 2

### 黒煙による健康被害及び生態系への影響に関するシミュレーション (生態系への影響評価)

#### 1. はじめに

船舶由来の黒煙による北極域の生態系への影響評価では、陸上生態系において大気汚染に対する指標生物として活用事例が多い地衣類に着目し、これらに対する黒煙の影響の可能性を検討することとしている。本稿では、黒煙に加え、同時に排出される物質に由来する窒素酸化物、硫黄酸化物、及び重金属類の影響を想定し、これらの地衣類等への影響の可能性を検討した。また、北極域での情報が限られていることから、必要に応じて温帯及び植物での検討事例も参考とした。

#### 2. 北極域の地衣類の大気汚染指標としての有用性

地衣類は大気汚染の指標生物として、多くの研究事例があり、Nash III & Gries (1995a; 1996b)により、特に北極域の地衣類の大気沈着への応答やその指標としての活用に着目した総説もまとめられている。Nash III & Gries (1995a)は、汚染物質に対する地衣類の感受性に影響を与える因子として、以下のような特徴を挙げている。

- 菌類（主に子囊菌類）と1種あるいは複数種の光合成共生生物（シアノバクテリア（藍藻）あるいは緑藻類や黄緑藻類）から成る独立栄養性の共生生物であること
- 長寿命であり、四季を通じて生きる生物であること（落葉等により大気汚染物質の沈着を避けることができない）
- （ガスや水蒸気の交換をする）気孔や（表面を覆う防御壁である）クチクラ層がないため、葉状体（地衣体：thallus）全体でエアロゾルやガスを吸着すること

その上で、北極域ではこれらの地衣類が優占する生態系が広く分布していることから、北極域の地衣類への汚染物質の影響は主な懸念事項であることが指摘されている。地衣類は、種々多様な大気汚染物質に応答することが報告されており、種数の減少や存在量の低下、あるいは少数の耐性種の増加等のコミュニティレベルでの応答が知られているが、生理学的な応答メカニズムも幾つか明らかになっている。

主な生理学的応答とそれを引き起こすと考えられる大気汚染物質を表1に列挙した。北極に近い高緯度地域では、冬季の暖房や一次金属工業に由来するSO<sub>2</sub>や、同様の発生源からの金属成分、またアルミニウム精錬由来のHF等が主な大気汚染物質として議論されてきたが、オゾン等のオキシダントは、より太陽光が強い低緯度地域で主に問題と

なつたとされている (Nash III & Gries 1995a)。オキシダントでも硝酸ペルオキシアシル (PAN) 等は、局地的には地域由来の汚染により北極域でも生じていた。

表1 大気汚染物質に対する地衣類の主な生理学的応答 (Nash III & Gries (1995a)を基に作成)

生理学的応答	原因とされる大気汚染物質
K <sup>+</sup> の流出(膜透過性の変化による)	重金属 (Hg, Ag, Cu 等)、SO <sub>2</sub>
光合成速度の低下	重金属、SO <sub>2</sub> 光合成への相対的な影響： Ag, Hg > Co > Cu, Cd > Pb, Ni (短期) Ag, Hg, Cu ≥ Pb, Co > Ni (長期)
クロロフィルの劣化	SO <sub>2</sub>
白化(クロロシス)あるいは壊死(ネクローシス)	SO <sub>2</sub> 、酸性雨、HF、オキシダント、Cu
窒素同化の低下(シアノバクテリアを有する地衣類のみ)	SO <sub>2</sub>

一方で、地衣類は様々な大気汚染物質を蓄積・保持することから、大気汚染物質の沈着特性を相対的ではあるものの時間・空間的に評価するための指標として有効であることも指摘されている。その際、上述したようなクチクラ層や気孔がないこと、時間によって形態が変化しないこと、さらに根を有しないこと等の特徴により、大気汚染物質の受容体として、地衣類は他の維管束植物よりも優位性があることが指摘されている (Nash III & Gries 1995b)。地衣類を用いた大気沈着研究においては、「地衣類における栄養素と汚染物質は主に大気由来である」という仮定の基に実施されている。ある特定種での金属の吸収や基質濃度と栄養状態に影響を受けるという報告も少数はあるものの、上述したように維管束植物における根やそれに類似した器官を有していないことから、土壌から直接栄養分や汚染物質を吸収することはなく、これらは地衣類内の放射性核種が転流しないことや汚染土壌から放射性核種が地衣類に吸収・蓄積されないことから、妥当であると考えられる (Nash III & Gries 1995b)。大気からの地衣類への汚染物質の沈着形態としては、湿性沈着の場合は降水以外に霧や露等によるオカルト沈着が考えられ、乾性沈着の場合は粒子状物質の沈降や衝突、ガス状物質の吸収が考えられる。Nash III & Gries (1995b)は、北極・亜寒帯域における固定発生源周辺の地衣類中の金属元素濃度について、田園地域におけるそれと、既報を基にまとめている (表2)。これ

によると、多くの金属元素で、固定発生源周辺の工業・都市地域における地衣類中の濃度が、田園地域におけるそれよりも明らかに高いことが示されている。

表2. 既報を基にまとめた北極域及び北部タイガの工業・都市地域及び田園地域における地衣類の元素含有量 ( $\mu\text{g g-dry weight}^{-1}$ ) (Nash III & Gries 1995b)

Element	Industrial/urban concentration	Source	Reference	Rural concentration	Reference
As	128-11400	Gold smelter	Hocking et al., 1978	0.06-2.21	Puckett, 1978
Cr	4		Nieboer and Richardson, 1981	0.5-2	Nieboer and Richardson, 1981
Cu	15-250	Nickel smelting	Tomassini et al., 1976	0.6-10.2	Puckett, 1978
	1000-4900	Cuprous rock	Alstrup and Hansen, 1977	0.7-5	Puckett and Burton, 1981
F	48-394	Aluminum smelter	Hornvedt, 1975	0.9-2.4	Pakarinen et al., 1978
	260-940	Fertilizer factory	Takala et al., 1978	4.3-21.6	Puckett, 1978
Fe	3000-21410	Iron smelting	Laaksovirta and Olkkonen, 1977	2.9-7.8	Takala et al., 1978
	200-5000	Nickel smelting	Tomassini et al., 1976		
Hg	0.40-0.87	Chlor-alkali plant	Lodenius and Laaksovirta, 1979	0.009-0.101	Pakarinen and Häsänen, 1983
Ni	8-312	Nickel smelting	Tomassini et al., 1976	~ 1	Nieboer and Richardson, 1981
				1.7-5.5	Puckett, 1978
Pb	111-270	Helsinki	Laaksovirta et al., 1976	0.4-9.2	Puckett, 1978
S	1500-2900		Kauppi, 1976	170-320	Tomassini et al., 1976
	470-4800	Sulfate deposition gradient	Takala et al., 1985	101-961	Puckett, 1978
Ti	35-3800	Various industries	Nieboer and Richardson, 1981	7-850	Puckett, 1978
V	101-291	Iron smelting and fertilizer plant	Laaksovirta and Olkkonen, 1977	~ 1	Nieboer and Richardson, 1981
Zn	150-578	Wood pulp mill	Laaksovirta and Olkkonen, 1979	0.17-9.7	Puckett, 1978
	800-5620	Iron smelting and fertilizer plants	Laaksovirta and Olkkonen, 1977	6-16.5	Pakarinen et al., 1978; Puckett and Burton, 1981
				7-55	Puckett, 1978

France & Coquery (1996)は、全球レベルでのPb沈着量の評価のために、カナダの北極域に生息する地衣類におけるPb濃度を測定し、既報によるカナダやスカンジナビアにおける地衣類やコケのデータを含め、相対的なPb沈着量と緯度との関係を明らかにした。図1に示すように、カナダにおける地衣類中のPb濃度は、緯度の上昇とともに累進的に低下した。スカンジナビアにおけるコケ中のPb濃度も（濃度レベルや低下傾向は異なるが）同様に緯度の上昇とともに低下した。France & Coquery (1996)の新たなデータは、同程度の緯度の既報と比べると低いレベルであったが、有鉛ガソリンの使用量の低下や測定方法の違いによる可能性を指摘している。その上で、当該研究で得られた、平均で  $2 \mu\text{g g}^{-1}$  という値が、高緯度の北極域における地衣類中のPb濃度のバックグラウンドレベルであることを示唆している（当該研究におけるPb測定の検出限界は  $2 \mu\text{g g}^{-1}$  とされている）。

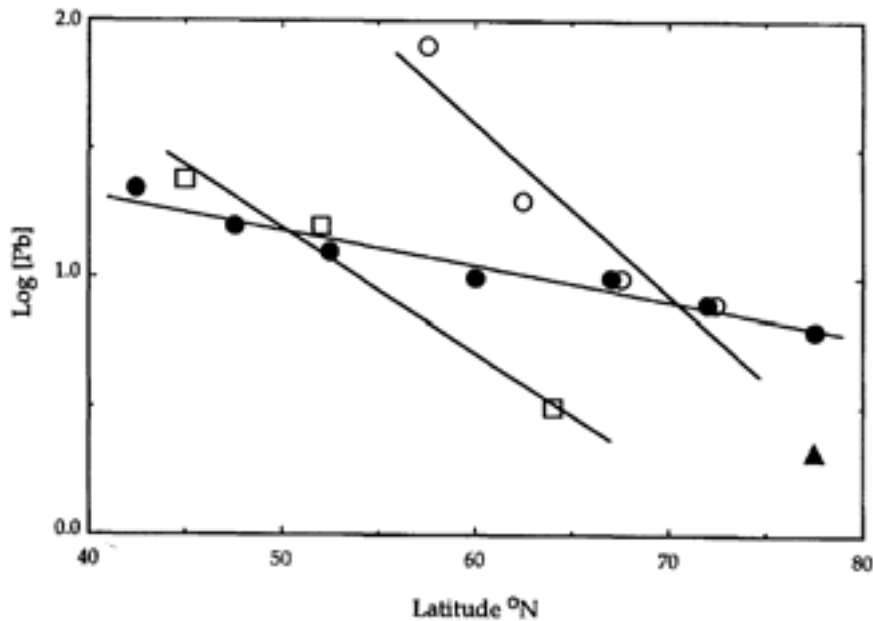


図1. 東部カナダの地衣類（黒丸）及びコケ（白四角）及びスカンジナビアのコケ（白丸）によって測定されたPb沈着量の緯度分布（既報による、France & Coquery 1996）. 黒三角がFrance & Coquery (1996)によるカナダ極域のデータ。

Riget et al. (2000) は、グリーンランドの4カ所で、土壌、腐植、コケ及び地衣類中の、金属元素（Pb, Cd, Hg, Zn, Cu, Cr, Ni, As, V, Al 及びFe）を測定し、地衣類やコケの大気沈着の指標性を評価した。主成分分析により、元素間の関連性とそれらの由来について検討を行った結果、FeやAl等の多くの元素と高い相関があった第1成分が土壌ダスト由来と考えられる一方で、CdやZnと相関があった第2成分や、Hgと相関があった第3成分は、土壌以外の発生源の影響を示していると考えられた。また、Cd、Zn及びHgは、土壌よりも地衣類やコケ中で高いレベルにあることから、これらの元素については、人為発生源由来の長距離輸送の影響を評価できる可能性を示唆した。さらに、地衣類で土壌ダストの影響が低いと考えられたため、コケよりも地衣類の指標としての優位性が示唆された。

### 3. 大気沈着の地衣類への影響の可能性

#### (1) オイルシェール火力発電所周辺における粒子状Caの影響

Jalkanen et al. (2000)は、フィンランド湾に面するエストニア東部において、オイルシェールを用いた大規模火力発電所及びセメント工場からの排出される大気汚染物質の影響に関する調査を行った。表3にロシア国境近くのナルバ周辺の2つのオイルシェール発電所からの排出量を示した。これらの発電所からのSO<sub>2</sub>やNO<sub>x</sub>の排出量は石油や石炭火力発電所のそれと同じか低いレベルにあるが、ダスト排出量は20-50倍にも上り、

年間186キロトンと推計され、Caが最も多く約20%（36キロトン）を占めている。また、セメント工場からの粒子排出量は、年間80キロトン程度と推計されている。Caは土壌にも含まれているが、フィンランド湾対岸の約140 km離れたサイトで捕集されたエアロゾル中のCaの濃縮係数（EF）<sup>1</sup>は他の元素に比べ極めて高く（8.8）、上記の発生源の影響が明らかであった。

表3. オイルシェール燃料を用いたBaltic及びEstonian火力発電所からの主要及び幾つかの微量元素の年間大気排出量（トン/年、1992年）（Jalkanena et al. 2000）

Ca	K	Al	S	Fe	Mg	Cl	Ti	Na	P
36000	4700	3400	3200	4900	3100	250	560	250	280
As	B	Cd	Co	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn
12	43	0.25	41	23	24	7.4	86	18	43

コケ中の濃度分布は、表3に示した主要な排出元素が、ナルバ南東部の発電所付近で高く、風下に向かって低下する傾向を示していた（図2：Caは排出レベルが極めて高いため、Alほど勾配が明確でないとされている）。FeやCd、S等でも同様の傾向が見られた。ロシアの工業都市であるスランツィ付近もダスト排出量が多いとされている。電子顕微鏡観察によると、最も汚染された地域のコケは、葉面の約25%が粒子状物質で覆われていた。また、観察された粒子状物質の多くは、高温で生成されたことを示唆する球状をしていたことが報告されている。

最も汚染に対する耐性が強いとされる着生地衣類の活性分布は、オイルシェール火力発電所やスランツィ付近に地衣類の空白域があることを示していた（図3）。樹幹に着生している地衣類は、乾性沈着によるダストやそれを洗い流す樹幹流中の全てのイオンを直接捕捉する。北欧の針葉樹の酸性の樹皮面に着生する地衣類の多くは好酸性であり、塩基性の樹幹流に対する耐性がないことから、Caを多く含む粒子の影響を強く受けたも

<sup>1</sup> 固定発生源の直接的な影響を受けず、濃度が低い場合、複数の元素の分析結果を基に、地衣類中での濃縮係数（Enrichment Factor, EF）を算出することによって、汚染の程度を明らかにできる可能性が指摘されている：

$$EF = \frac{\text{地衣類中の(X/参照元素の存在量)}}{\text{地殻岩石中の(X/参照元素の存在量)}}$$

ここで、Xは対象とする元素の存在量。

のと考えられている。さらに、上述したように多くの地衣類はSO<sub>2</sub>の直接暴露にも感受性が高いことから、図3に見られるような、完全な地衣類の空白域（lichen desert）が形成されたと指摘している（Jalkanena et al. 2000）。

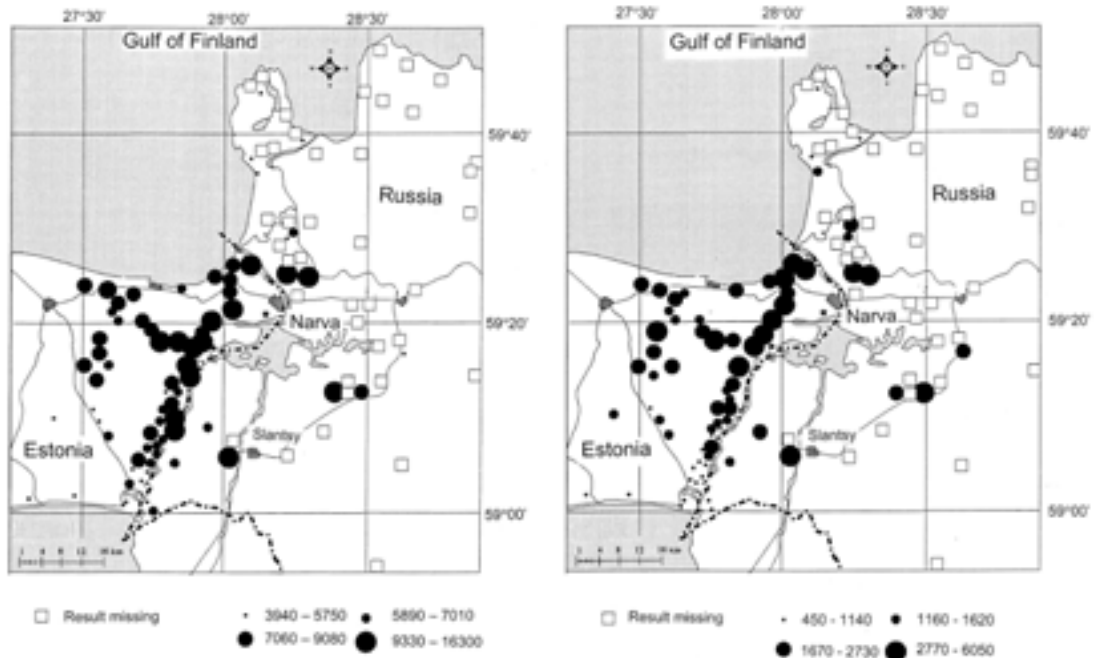


図3. オイルシェール発電所付近のコケ中のCa（左）及びAl（右）の含有量（ $\mu\text{g g}^{-1}$ ）。ナルバ（Narva）の南西方向にある2つの星印（約5km及び20km）がオイルシェール発電所の位置を示す。ロシア国境のスランツィ（Slantsy）も粒子排出量が多い工業都市。（Jalkanena et al. 2000）



図3. オイルシェール発電所付近の地衣類（*Hypogymnia physodes*）の活性分布（Jalkanena et al. 2000）

## (2) 窒素沈着の影響

生態系への人為発生源由来の窒素沈着の増大は、窒素飽和と呼ばれるような生態系内の栄養素等の物質循環の不均衡や攪乱を生じさせる可能性があり、その許容可能な沈着量の閾値として、生態系やそれを構成する個々の要素を対象に臨界負荷量（影響を及ぼされることなく許容できる最大負荷量：critical load）が議論され、地衣類に適用されるべき臨界負荷量も提言されてきた。Bobbink et al. (1998)は窒素沈着の生態系影響に関する総説の中で、北欧の事例を紹介している。それによるとオランダ（19世紀まで生息していた地衣類が全く見られなくなった）から、デンマーク（わずか4%が残存）を通してスウェーデンまで実施した野外調査は、藍藻を有する地衣類の衰退は、 $5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ を超える窒素沈着と有意な相関があったことを指摘している。Bobbink et al. (2010) は、さらに議論を進め、全球の様々な植生帯の生物多様性に関する窒素沈着の臨界負荷量について網羅的な評価を行っており、それによると、北極域や高地生態系では $5 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ にあり、また、亜寒帯の森林では $5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ にあると推定した。いずれにおいても、地衣類や蘚苔類が最も感受性が高く、特に種組成に影響を与えることを指摘している。2011年に欧州長距離越境大気汚染条約（CLRTAP）の下に開催された臨界負荷量に関するワークショップ（Workshop on the Review and Revision of Empirical Critical Loads and Dose-response Relationships）では、エグゼクティブ・サマリーにおいて、各植生帯における臨界負荷量が再評価され、北極域や高地の低木層では臨界負荷量は $5 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ にあるとしていたが、ツンドラでは $3 - 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ にあり、地衣類の減少が起り得ると結論づけている（Bobbink & Hettelingh 2011）。

上述したBobbink et al. (2010)でもレビューされた事例の一つでもあるが、Gordon et al. (2001)は、ノルウェー領スヴァールバル諸島に設定した北極域のヒース（荒地に生育する背の低い植物の群落）の野外プロットにおいて、栄養元素の蘚苔類や地衣類を含む植物組成への影響を評価するために、窒素とリンの添加実験を1991年から1998年まで8年間に渡って実施した。 $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ の窒素添加だけでは大きな変化はないが、リン（ $5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ）が同時に添加された環境下では、地衣類（図4、上から3番目の明灰色の破線）の被覆率（%）が低下し、対照区と比較して60%も被覆率の低下が見られたことを報告している（図4）。また、 $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ の添加においては、リンの添加の有無に関わらず、地衣類の被覆率が低下した。窒素添加による有意な被覆率の変化は地衣類だけに見られ、他の植生グループには確認されなかったことが指摘されている。蘚苔類では、窒素添加により、被覆率ではなく、種数の減少、組織中の窒素濃度の上昇及び硝酸還元活性の低下のような、生物多様性や生理活性に影響があった。また、リンによ

り蘚苔類の被覆率はほぼ2倍になったことも指摘されている。これらの結果から、北極域における臨界負荷量は $5 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ と言われていた範囲の中でも下端の方であり、リンの利用性が高い生態系においては、窒素添加の影響が地衣類には大きく現れることから、 $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満にあると結論づけている（臨界負荷量は許容できる最大負荷量と定義されており、本研究では $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ですでに兆候が出ているため）。

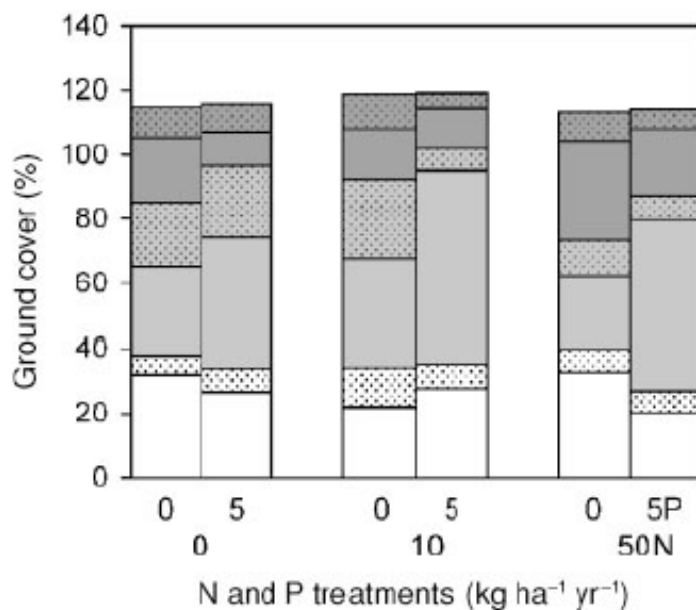


図4. ツンドラヒースにおける窒素及びリンの添加による植生グループの被覆率 (%) の変化。  
暗灰色の破線：裸地、暗灰色：落葉、明灰色の破線（上から3番目）：地衣類、明灰色：蘚苔類、  
白色の破線：イネ科草本及び草地、白色：灌木

CLRTAPにおける森林モニタリングネットワークである「大気汚染の森林への影響の評価及び監視に関する国際計画 (ICP Forests)」では、北極域のフィンランドを含む欧州83カ所の重点プロット (Level II Plots) の1155本の樹木表面に着生している292種の地衣類を評価し、そのうち49%の142種が貧栄養性の地衣類と判定された。2004 - 2006年に10カ国で実施したForestBIOTAプロジェクトから得られたこれらの地衣類の分布割合と林内雨による窒素沈着量との関係を明らかにした (図5 : ICP Forests 2011)。その結果、林内雨による窒素沈着量が $3.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ を超えると、大型地衣類の割合が40%未満になり、80%のプロットがこの値を超えていることを指摘している。



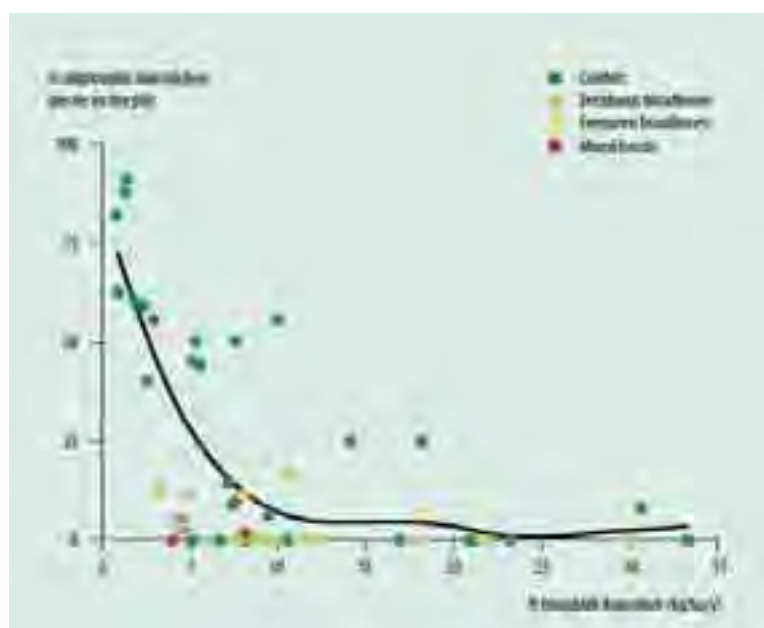


図5. 欧州のICP Forestsのプロットにおける林内雨による窒素沈着量と貧栄養状態に適応した大型地衣類の割合 (ICP Forests 2011)

Giordani et al. (2014)は、上述したForestBIOTAプロジェクトと同じデータセット (ここでは286種を対象) を用いて、地衣類による窒素沈着の臨界負荷量を推定した。上述したように、地衣類の分布は汚染の程度だけでなく緯度のような地理的な影響や森林の構造等の影響も受けることから、位置 (緯度、経度、高度、土壌pH、降水量)、森林構造 (樹齢、樹木密度、樹幹断面積、空間分布構造 (Clark-Evans index)) 及び汚染物質 (S-SO<sub>4</sub> 沈着量のlog値、総窒素沈着量のlog値) の環境因子と地衣類の評価値 (種の豊富さ、均等度、大型地衣類の割合) との関連性を明らかにすべく、重回帰分析を行った結果、大型地衣類の割合を評価値に用いた場合がこれらの環境因子によって最も説明されやすく、総窒素沈着量 (林内雨による沈着量) のlog値によって説明された。特に、温帯・寒帯の針葉樹林を対象とした場合は、大型地衣類の割合の分散の74%が説明された。図6に、林内雨による窒素沈着量のlog値と大型地衣類の割合の関係を示した。窒素沈着量が0.6 (約4 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) 増加すると、約50%まで低下した。ここでは、最も沈着量が低かった対照プロットにおける大型地衣類の割合を基準として、95%信頼限界の上限との交点から垂線を下ろし (a)、さらに下限との交点から水平に伸ばした線 (b) と回帰直線との交点のX座標を、臨界負荷量と定義し (Pinho et al. 2012)、0.38 (約2.4 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) と推定した。また、75%の森林プロットにおいて、窒素沈着量が臨界負荷量を超過しており、特にオランダ、ドイツ及びデンマークで著しいことが示されたが、スカンジナビア及び南欧の森林プロットではほとんど臨界負荷量未満であった (図7)。

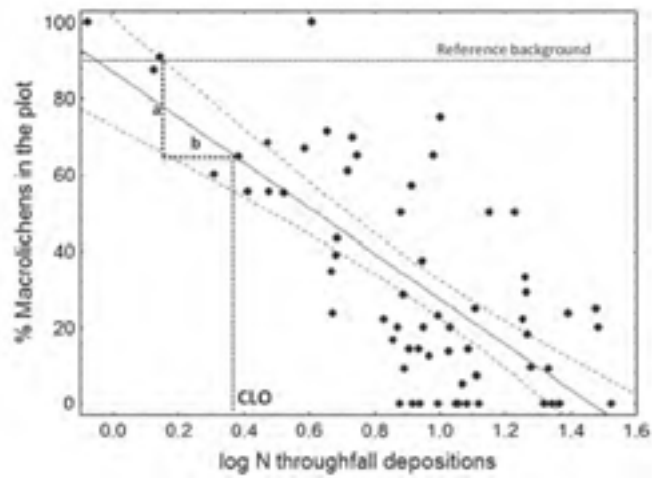


図6. 林内雨による窒素沈着量のlog値と大型地衣類の割合 (Giordani et al. 2014). 推定された臨界負荷量 (CLO) は、0.38 (約 $2.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) .



図7. 大型地衣類の分布により推定された欧州の森林プロットにおける窒素臨界負荷量の超過量 ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) (Giordani et al. 2014). フィンランドのプロットにおける超過量は、 $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満または $1 - 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 。

地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量の設定は、気候帯の異なる各地域で議論されており、多くの場合は林内雨による（総）沈着量として、米国のオレゴン州及びワシントン州では $3 - 9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  (Geiser et al. 2010)、地中海地方の常緑林では $26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満 (Pinho et al. 2012) とかなり地域や推定方法によっても異なる。また、Geiser et al. (2010)によると地衣類への窒素沈着の影響は、沈着量より降水中の $\text{NH}_4^+$ 濃度に依存する傾向が見られることから、当該研究では降水量を考慮した臨界負荷量を提唱している。表4にこれまで提唱されている地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量の主な報告を列挙した。Geiser et al. (2010)によってレビューされている文献については降水量も併せて記した。評価基準や閾値が多少異なるものの、地中海地方 (Pinho et al. 2012) のケースを除けば、地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量は $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満にあると考えられる。特に「貧栄養性種の割合」を評価基準とした場合は、降水量が著しく多い地点 ( $4,510 \text{ mm}$ ) を除き、窒素の臨界負荷量は $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満にある (Fenn et al. 2008; Geiser et al. 2010)。欧州10カ国で実施されたForestBIOTAプロジェクト (ICP Forests 2009; Giordani et al. 2014) では大型地衣類を対象としているが、窒素の臨界負荷量は同様に $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満であった。

Giordani et al. (2014)によると「貧栄養性種の割合」は大気汚染と有意な相関が見られなかったこと、また「貧栄養性の大型地衣類の割合」は大気汚染との有意な相関が見られたものの、緯度・経度とも相関があり、これらによるバイアスが示唆されたため、当該研究では単に「大型地衣類の割合」が評価対象とされた。Geiser et al. (2010)やFenn et al. (2008)の調査地域は州レベルであり、ForestBIOTAプロジェクトは地中海諸国からバルト海諸国までを含む欧州10カ国を調査地域としており、評価の対象となった空間スケールが大きく異なることが、評価基準の設定に影響を与えた可能性も考えられる。一方で、推定された窒素の臨界負荷量は、ともに $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満にあり、特に、40% (種の割合) を閾値としたFenn et al. (2008)及びICP Forests (2009)では、評価対象が貧栄養性種と大型地衣類と異なっているものの、推定された窒素の沈着量は、それぞれ $3.1$ 及び $3.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ と近い値が得られている。これらの結果から、地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量を $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満 (例えば $2 - 4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) に設定することは妥当と考えられ、ForestBIOTAプロジェクトではフィンランド等のバルト海諸国も含まれていたことから、北極域にも適用可能であろう。表4中の北極域 (ツンドラ) の値はこの下端あるいはそれ以下のレベルにあるが、樹冠のような遮るものがないツンドラの場合には林外の湿性沈着として $1 - 3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 程度が適当かもしれない。

表 4. これまで提唱されている地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量

地域・気候帯 (植生帯)	臨界負荷量 (kg N ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	降水量 (mm)	評価基準・閾値	文献
北極域 (ツンドラ)	1 - 3		色素生成や立体構造の変化、被覆率等の低下	Pardo et al. 2011
北極域 (ツンドラ)	3 - 5		被覆率等の低下	Bobbink & Hettelingh 2011
北極域 (ツンドラヒース)	<10		蘚苔類を含めた総合的評価	Gordon et al. 2001
北極域 (タイガ)	1 - 3		種組成の変化	Pardo et al. 2011
北極域・高地	5 - 15		被覆率等の低下	Bobbink et al. 2010
亜寒帯 (森林)	5 - 10		特記なし	同上
オレゴン州西部・ワシントン州 (温帯針葉樹林)	2.7 5 9.2	440 1,860 4,510	貧栄養性種の割合 : 30-41%	Geiser et al. 2010 同上 同上
カリフォルニア州	3.1	1,110	同上 : 40%	Fenn et al. 2008
地中海地方 (常緑林)	26		貧栄養性種の割合 : 対照地点の95%信頼区間の下端を考慮	Pinho et al. 2012
欧州10カ国	2.4 3.8		大型地衣類の割合 : 対照地点の95%信頼区間の下端を考慮 大型地衣類の割合 : 40%	Giordani et al. 2014 ICP Forests 2009

北極域の窒素沈着量は、一般的にはかなり低く1 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>程度と見積もられているが、ロシアのタイミル (Taymyr) 半島や北アラスカでは、10 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>を超える地域もあることが指摘されている (Gordon et al. 2001)。上記の窒素の臨界負荷量を適用すると、すでに超過している地域もあることが示唆される。また、Giordani et al (2014)によると、評価が行われた2004-2006年においては、北極域のフィンランドのプロットで

の臨界負荷量 ( $2.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) の超過量は  $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  未満あるいは  $1 - 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  程度 (図7を参照) であることから、窒素沈着量としては  $3 - 4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  程度であったことが推察される。この時点での窒素沈着量は、当該研究における地衣類の種組成を変質させる臨界負荷量をちょうど超えた程度であるが、上述したように評価基準や閾値の設定によっては超えないギリギリの範囲にあるとも考えられる。今後、北極海航路の拡大によって船舶由来の窒素沈着量が  $1 - 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  程度増大しただけでも、臨界負荷量を確実に超過する可能性が考えられる。

### (3) ブラックカーボン (BC) による影響

BCの地衣類への直接的影響については、2014年現在、全く報告はない。作物や樹木への影響に関する知見も限られているが、近年、我が国の文部科学省科学研究補助金の新学術領域研究等を通じて、BCの葉面への沈着プロセスやそれによる樹木生理活性の低下の可能性等が示されて来た。地衣類の多くは、樹皮面等に着生して生育していることに加え、上述したように地衣類は葉面を防御するようなクチクラ層を有しておらず、よりBC沈着等に対して感受性が高いと考えられることから、これらの樹木葉に関する知見は、BCの地衣類への直接的影響を考える上で参考になるであろう。

PM2.5等の微小粒子による作物や樹木への直接的影響に関する実験的研究は非常に限られている。Hirano et al. (1995)によると、キュウリやソラマメに土壌粒子(関東ローム:KL)をチャンバー内で暴露すると、相対光合成速度が減少し、これは主に日射が遮られたことによる「日陰効果」によるものであった。一方、BC( $0.03 - 0.20 \mu\text{m}$ )を暴露した場合は、葉の表面温度が上昇し、蒸散速度が増大した。この「葉温上昇効果」は、明色(茶色)であるKLより、黒色であるBCで大きかったことを指摘している。上記の「日陰効果」と「葉温上昇効果」とも、粒子による光の吸収性に関わっており、本事業で対象とするBCの定義を光吸収性炭素化合物(light absorbing carbonaceous compounds, LAC)とした場合、生じ得る影響のタイプとしてこれらを考慮すべきであることが示唆される。Hirano et al. (1995)による報告は、BC等の微小粒子の植物への影響を示した初めての実験的事例であったが、暴露量が比較的多く、KL及びBCは、それぞれ葉面積当たり、 $0.7 - 4.0$  及び  $0.4 - 1.3 \text{ g C m}^{-2}$  ( $700 - 4,000$  及び  $400 - 1,300 \text{ mg C m}^{-2}$ )も沈着しており、これらは、発電所や高速道路の近傍で観測されるレベルであった。

一方で、Yamaguchi et al. (2012)は、日本の代表的な樹木であるブナ、スダジイ、カラマツ及びスギの4樹種に対し、BC微小粒子をチャンバー内で暴露を行ったが、2成長期の暴露にも関わらず、BC沈着による生理活性や成長の有意な変化は4樹種全てで見られなかった。この時の沈着量は葉面積当たり  $0.13 - 0.58 \text{ mg C m}^{-2}$  (Yamaguchi et al.

2012)であり、上述した Hirano et al. (1995)の BC 沈着量に比べると極めて少なく、その量は 1,000 倍以上もの開きがあった。そこで、Yamaguchi et al. (2012)の研究グループでは、暴露量を圧倒的に増やした短期暴露実験を実施し、4 樹種全てで BC 沈着により純光合成速度が有意に低下し、その応答は樹種によって異なっていることを明らかにした (伊豆田ら 2014)。これによると、BC 沈着量の増加に伴う純光合成速度の低下程度は スダジイ > ブナ > スギ > カラマツの順に著しいことが明らかとなった。4 樹種の純光合成速度が 10%低下する BC 沈着量は、3.2 - 39 mg C m<sup>-2</sup>であり (伊豆田ら 2014)、Yamaguchi et al. (2012)の長期暴露実験で確認された量の、さらに一桁あるいは二桁多い量であった。

野外観測では、Fukazawa et al. (2012)が、北海道に植林されたカラマツ交配種の若齢木において、落葉前の 9 月に高い枝 (3 m) 及び低い枝 (1.5 m) から採取した葉面に蓄積していた BC が、それぞれ、葉面積当たり 2.3 及び 0.6  $\mu\text{g C cm}^{-2}$  (23 及び 6  $\text{mg C m}^{-2}$ ) であり、高い枝ほど BC を多く蓄積していたことを報告している。そのうち約半分は水で洗浄しても落脱せず、クロロホルムでクチクラ表層ワックスを溶解することで抽出されたことを報告している。そのように強固に葉面に付着している BC (葉面 BC) の量は、高い枝及び低い枝で、それぞれ 0.9 - 1.4 及び 0.2 - 0.8  $\mu\text{g C cm}^{-2}$  (9 - 14 及び 2 - 8  $\text{mg C cm}^{-2}$ ) であり、やはり高い枝ほど BC を多く蓄積していた。高い枝ほど粒子状物質を蓄積しやすいことは、葉面粒子中の重金属を測定した Takmatsu et al. (2000)も指摘している。また、Sase et al. (2012)は、新潟県のスギ及び、タイの代表的な 5 樹種 (常緑樹 : *Shorea henryana*, *Hopea ferrea*, and *Dipterocarpus turbinatus*、落葉樹 : *Pterocarpus macrocarpus*、植林樹種 : *Acacia mangium*) において、葉面 BC 量を測定したところ、樹種によって異なり、年間の蓄積量としては、スギ、常緑樹、落葉樹、植林樹種の順で多く、それぞれ 26.8、10.0、9.3 及び 10.8  $\text{mg C m}^{-2}$  であったことを報告している。また、常緑樹においては、展葉以降、葉面に蓄積する BC 量は加齢とともに増大するものの、1 年以上経過した葉では、ほぼ一定の値になることも報告されている (Sase et al. 2012)。

上記のチャンバー実験及び野外観測の結果から得られた、葉面 BC 量とその影響を表 5 にまとめた。チャンバー実験による葉面 BC 量とその影響は、研究によって大きく異なっており、Yamaguchi et al. (2012)では常緑・落葉の針葉樹及び広葉樹をカバーしていることから、1  $\text{mg C m}^{-2}$  に満たないような葉面 BC の蓄積では、恐らくほとんどの樹種に影響が出ないことが推察される。樹木と作物の違いはあるが、葉面 BC 量がそれ以上、数 10  $\text{mg C m}^{-2}$  程度までは「日陰効果」による光合成速度の低下 (伊豆田ら 2014)、さらに増大して数 100 以上になると「葉温上昇効果」による水分損失の増大 (Hirano et al. 1995) というように、影響が大きくなるのかもしれない (表 6)。Hirano et al. (1995)が

述べているように、光吸収性の小さい明色の KL 粒子では、ある程度以上沈着すれば日陰効果は見られるものの、BC 粒子のような葉温上昇効果は見られていない。これも、葉面 BC 量が異なることによりその影響の表れ方が異なるという可能性を支持している。

表 5. 樹木における葉面 BC 量とその影響

供試植物		葉面 BC 量 (mg C m <sup>-2</sup> ) <sup>*1</sup>	BC 沈着の 影響	文献
<u>チャンバー実験</u>				
作物	キュウリ <i>Cucumis sativus</i>	400 – 1,300	葉温上昇	Hirano et al. (1995)
樹木	ブナ <i>Fagus crenata</i>	0.13	無し	Yamaguchi et al. (2012)
長期暴露	スダジイ <i>Castanopsis sieboldii</i>	0.69	無し	同上
2年間	カラマツ <i>Larix kaempferi</i>	0.32	無し	同上
	スギ <i>Cryptomeria japonica</i>	0.58	無し	同上
樹木	ブナ	8.5	純光合成	伊豆田ら(2014)
短期暴露	スダジイ	3.2	速度 10%	同上
	カラマツ	39.0	低下	同上
	スギ	12.3		同上
<u>野外観測</u>				
樹木	カラマツ交配種 <sup>*2</sup> , 3.0 m high	9 – 14	不明	Fukazawa et al. (2012)
	カラマツ交配種 <sup>*2</sup> , 1.5 m high	2 – 8	不明	同上
	スギ, 高さ 5 m	26.8	不明	Sase et al. (2012)
	<i>Shorea henryana</i> <sup>*3</sup> , 高さ 10-15 m	23.5	不明	同上
	<i>Hopea ferrea</i> <sup>*3</sup>	6.0	不明	同上
	<i>Dipterocarpus turbinatus</i> <sup>*3</sup>	0.4	不明	同上
	<i>Pterocarpus macrocarpus</i> <sup>*3</sup>	9.3	不明	同上
	<i>Acacia mangium</i> <sup>*3</sup>	10.8	不明	同上

Note. <sup>\*1</sup> クロロフォルムで葉面から抽出された BC (強固に葉面ワックスに付着) ; <sup>\*2</sup> カラマツ交配種: *Larix gmelinii* × *L. kaempferi*; <sup>\*3</sup> タイの樹種については木登りにより 10-15 m の高さの枝から採取。

表6. 葉面BC量と想定される影響

葉面BC量, $\text{mg C m}^{-2}$	想定される影響	備考
< 1.0	無し	
– 数10	光合成速度の低下 (10%以上)	日陰効果
数100 <	水分損失の増大	葉温上昇

一方で、野外観測で報告されている葉面BC量は、樹種や枝の高さによって異なるものの、概ね葉面積当たり  $10 - 30 \text{ mg C m}^{-2}$  の範囲にあった (Fukazawa et al. 2012; Sase et al. 2012)。これは伊豆田ら (2014) が示した「日陰効果」による光合成速度の低下が生じ得る沈着レベルであり、カラマツでは影響の可能性は不明であるものの、新潟県で観測されたスギの葉面BC量は、すでに純光合成速度が10%低下する閾値を2倍以上超えていた。ここで測定されたスギ葉は、高さが5m程度の枝から採取されたものであるが、Fukazawa et al. (2012)やTakamatsu et al. (2000)が指摘しているように高い枝の葉ほど粒子状物質を蓄積する傾向があるため、樹冠付近での葉面BC量はさらに多い可能性も考えられる。

これらの結果の地衣類への適用を考えた場合、気孔を持たない地衣類について、表面温度の上昇がどのような影響をもたらすかは全く不明である。一方で、地衣類は維管束植物と同様に光合成をすることから、BC粒子の沈着による日陰効果は、基本的に同じような機構による影響を生じさせる可能性はある。また、地衣類は植物のように落葉せず長期に同じ場所で生息していることから、このような光吸収性のBC粒子の長期的な沈着の影響を、より直接的に受ける可能性もある。よって、地衣類へのBC粒子沈着の影響を考える場合も、伊豆田ら (2014) が報告した  $3 - 40 \text{ mg C m}^{-2}$  のBC付着量が一つの目安となるであろう。

樹皮に着生する地衣類を考える場合は、樹皮面への沈着量を推計する必要がある。Sase et al. (2012)は、新潟県 (新発田市) 及びタイ (ナコンラチャシマ県) において葉面BC量に加え、林外雨や林内雨によって沈着するBC量も測定し、林冠における年間のBC沈着収支を検討した。その結果、BC粒子は主に乾性沈着で林冠に沈着し、一旦葉面に付着したBC粒子は降水等によって容易には流されず、そのほとんどは葉面に強固に付着することを明らかにした。しかしながら、同じナコンラチャシマ県の試験地で、インファレンシャル法 (気象要素から計算される乾性沈着速度と大気濃度を用いた推計法) によって推計されたBC乾性沈着量 (Matsuda et al. 2012) と比較すると、林冠で葉面に沈着するのは約70%であり (松田ら 2014)、残りは樹皮面に沈着するか林床土壤に直接



沈着している可能性が示された。Sase et al. (2012)は、熱帯樹種の総葉面積は幹表面積の3倍以上はあり、同程度の効率で沈着するのであれば樹皮面に沈着するBC量（樹皮面BC量）は、最大で葉面BC量の30%程度と見積もっている。Granier et al. (2000)はブナ林で実施した水文学的研究において、全天放射計から算出した表面積指数(SAI, surface (leaf + stem) area index)が、最大 $6 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ 以上であったものが冬季には $1.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ 程度まで低下することを報告しており、冬季のSAIが枝や幹の表面積を反映しているとしている。

これらの結果から、葉面積と樹皮面積の比率を3:1程度と仮定すると、大気から樹冠に沈着する土地面積当たりのBC沈着量のうち、最大に見積もって、その25%程度が樹皮面に沈着すると推定される。例えば、単位面積当たりの葉面積（片面）を表す指標である葉面積指数（LAI）が $4.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ であれば、総葉面積としては $9 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ 程度あり、樹皮面積は最大で $3 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ 程度となることから、単位樹皮面積当たりのBC沈着量は、土地面積当たりの沈着量の25%のうち、さらに3分の1程度（約8%）と推定される。樹皮面に $3 - 40 \text{ mg C m}^{-2}$ 程度付着するためには、土地面積当たり $38 - 500 \text{ mg C m}^{-2}$ 程度のBC沈着量が必要であろう。

上記の樹皮面の着生地衣類のケースは全て仮定の話だが、閉冠していない森林の林床や林外の岩石表面等に固着する地衣類の場合は、土地面積当たりの大気沈着量そのものが地衣体への沈着量と考えられるため、BC沈着量が $3 - 40 \text{ mg C m}^{-2}$ 程度あれば、日陰効果の影響を考慮すべきレベルにあると言えるであろう。

#### 4. 北極域周辺における船舶由来の大気汚染による生態系影響の可能性

近年アラスカ周辺では、船舶由来の大気汚染が大きな話題になっている。アラスカ州南西部のクロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園のスカグウェー地域やグレイシャーベイ国立公園上流部では、船舶はディーゼル機関やバンカー重油を用いた発電機等を動かしながら航行あるいは停泊する一方で、夏季によく生じる大気の滞留と逆転層により排気ガスの拡散が妨げられ、滞留した排ガスが視界を遮る顕著な煙霧や悪臭を引き起こす（図8：Schirokauer et al. 2014）。



図8. クロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園内のスカグウェー (Skagway) 港湾に停泊するクルーズシップ由来の悪臭を伴う煙霧 (上) 及びグレイシャーベイ国立公園内を航行するクルーズシップから立ち上る煙 (下) (Alaska Department of Environmental Conservation and National Park Service: Schirokauer et al. 2014)

大気質やそれに関する価値観は南東アラスカにおける国立公園や自然保護区にとって重要な財産であるとの認識から、国立公園局では大気質モニタリングの優先度を高くしている。2008年及び2009年の5月から9月までの観光シーズンに、上述のクロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園等の幾つかの調査地点 (図9) において、化石燃料燃焼由来の排ガス生成物や重金属の大気質モニタリングが実施された (Schirokauer et al. 2014)。



図9. 調査が実施された南東アラスカの国立公園周辺 (Schirokauer et al. 2014)

表7にパッシブサンプラーを用いて測定された一次及び二次燃焼生成物の平均濃度を示した (Schirokauer et al. 2014)。多くの汚染物質の大気濃度は、スカグウェー港湾周辺で高く、特に港湾を見下ろすような位置にあるLower Deweyサイトで最も高く、NO<sub>2</sub>やNO<sub>x</sub>の濃度レベルはアラスカ北部のバックグラウンド地域の濃度 (NO<sub>2</sub> < 0.001; NO<sub>x</sub> < 0.015) よりも遥かに高いことが指摘されている。Lower Deweyサイト以外は、カリフ

オルニアの田園地域と同じレベルにあった。Lower Deweyサイトでは、NO<sub>2</sub>及びNO<sub>x</sub>の一週間平均の最高値は、それぞれ20 ppb及び100 ppbを超える値が観測されている。SO<sub>2</sub>もバックグラウンドレベル (0.0026 – 0.130 µg m<sup>-3</sup>) より遥かに高く、一週間平均濃度の最高値として21 µg m<sup>-3</sup>が観測されたが、これでもUS EPAが以前定めていた基準である年間平均値30 ppb (約80 µg m<sup>-3</sup>) よりも低いことが指摘されている。

表7. 南東アラスカの観光シーズンにおける一次及び二次燃焼生成物の平均大気濃度 (Schirokauer et al. 2014)

Analyte	Year	GLBA	SITK	KLGO	SKAGWAY			
		Bartlett Cove	Sitka	Chikoot Sainity Hill	Dewey 1700	Dyea	Lower Dewey	Sturgilla
HCO <sub>3</sub> (ppb)	2008	1.59	2.73	2.58	3.29	3.26	13.60	4.24
	2009	1.38	2.16	2.55	3.80	2.68	13.24	4.43
NO <sub>x</sub> (ppb)	2008	10.17	11.10	10.55	17.14	13.23	56.46	17.16
	2009	8.09	8.02	8.98	11.30	11.09	51.48	14.85
NH <sub>3</sub> (µg m <sup>-3</sup> )	2008	3.57	3.28	3.69	4.14	3.02	3.29	3.45
	2009	7.41	3.43	5.69	16.58	7.40	8.92	8.51
HNO <sub>3</sub> (µg m <sup>-3</sup> )	2008	1.50	1.01	1.31	0.24	2.05	2.17	1.72
	2009	2.85	3.60	4.38	2.71	6.02	6.60	3.45
SO <sub>2</sub> (µg m <sup>-3</sup> )	2008	0.33	0.40	0.63	1.62	1.39	8.96	2.79
	2009	0.36	0.45	0.97	2.07	1.43	7.07	2.67

注：GLBA：グレイシャーベイ国立公園、SITK：シトカ国立公園、KLGO：クロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園、SKAGWAY：スカグウェー港湾付近

窒素沈着量は、林外雨で1.0 kg N ha<sup>-1</sup>未満、林内雨でも多くの場合、1.0 kg N ha<sup>-1</sup>未満であり、Geiser et al. 2010によりオレゴン州・ワシントン州で設定された地衣類を考慮した窒素沈着の臨界負荷量 (2.7 – 9.2 kg N ha<sup>-1</sup>) よりも低いレベルにあることが指摘されている。また、本稿で議論してきた北極域における臨界負荷量を5 kg N ha<sup>-1</sup>未満 (2 – 4 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) よりも低い。しかしながら、地衣類中の窒素濃度は林外雨による窒素沈着量と有意な相関があった。また、特にスカグウェー周辺のLower DeweyサイトではNO<sub>x</sub>濃度も著しく高く、船舶由来の窒素の影響がすでに顕在化していることが指摘された。

林内雨による硫黄沈着量はLower Deweyサイトでは2008年及び2009年にそれぞれ14及び10 kg S ha<sup>-1</sup>が記録されているが、他のサイトでは6 kg S ha<sup>-1</sup>未満であった。しかしながら、これらの林内雨及び林外雨の硫黄沈着量は、地衣類中の硫黄濃度、SO<sub>2</sub>感受性

地衣類と高い相関があることが指摘された。また、図10に示すように、SO<sub>2</sub>濃度の上昇に伴い、SO<sub>2</sub>感受性地衣類の割合が著しく減少することが示され、これを活用したSO<sub>2</sub>の臨界レベル（クリティカルレベル）の設定が示唆された。SO<sub>2</sub>感受性地衣類の割合の閾値を、hardwoodと呼ばれる広葉樹の場合を45.2%とすると3.1 μg m<sup>-3</sup>、針葉樹の場合を23.2%とすると33.5 μg m<sup>-3</sup>となることから、3.1 – 33.5 μg m<sup>-3</sup> (1.1 – 12.5 ppb) の範囲でSO<sub>2</sub>の臨界レベルを設定することが適当であると提唱された。この場合、上記のサイトのうち、Lower Deweyサイトではすでに広葉樹の臨界レベルを超えていることが示唆される。

以上のように、南東アラスカのクロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園付近では、すでに船舶（主に観光シーズンのクルーズシップ）由来の大気汚染物質による地衣類への影響が顕在化しつつあることが示されている。

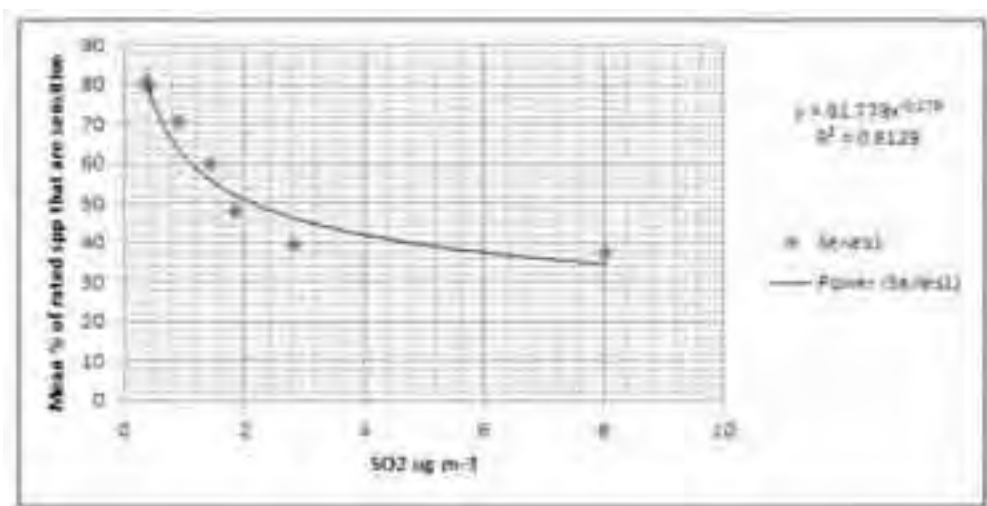


図10. 夏季の大気中のSO<sub>2</sub>濃度とSO<sub>2</sub>感受性地衣類の割合

## 5. まとめ

- (1) 地衣類は植物とは異なり、根のような栄養素や水を吸収する器官がなく、降水から直接栄養分を得ている。また、葉面を守るクチクラ層やガス交換のための気孔がないため、地衣体と呼ばれる本体が大気に直接暴露されている。そのため、大気汚染物質の影響により種組成や被覆率が変化することが知られており、様々な汚染物質の環境指標生物として多くの活用事例が報告されている。
- (2) エストニアのオイルシェール発電所付近では、Caを多く含む粒子状物質の沈着により、全く地衣類の生息が確認できない地衣砂漠とも言われるような地域が形成される等、大気沈着による明らかな影響が顕在化している。

- (3) 窒素沈着でも地衣類は種組成や被覆率が変化することが報告されており、これを活用した臨界負荷量の議論も進んでいる。既報によると、地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量は、 $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満（例えば $2 - 4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ）に設定するのが妥当であり、北極域にも適用は可能と考えられる。ツンドラのような樹冠による遮りがない状況においては、林外の湿性沈着として $1 - 3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ が目安となる。
- (4) BCによる地衣類への直接的な影響を示す事例はないが、その光吸収特性から、「日陰効果」や「葉温上昇効果」等により、植物の光合成低下や蒸散促進を引き起こす可能性が示唆されている。地衣類は植物のように落葉せず長期に同じ場所で生息していることから、このような光吸収性のBC粒子の長期的な沈着の影響を、より直接的に受ける可能性もある。地衣類に適用すべきBC沈着量の閾値としては、我が国の代表的な樹種において日陰効果により10%程度の光合成阻害を引き起こす、葉面積当たり $3 - 40 \text{ mg C m}^{-2}$ のBC付着量が一つの目安となる。
- (5) 南東アラスカのクロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園付近では、窒素沈着あるいは硫黄沈着による地衣体中の元素濃度変化や種組成の変化等が生じており、すでに船舶（主に観光シーズンのクルーズシップ）由来の大気汚染物質による地衣類への影響が顕在化しつつある。

#### 謝辞：

本稿を作成するにあたり、地衣類学の専門家であるDr. Paolo Giordani(ジェノヴァ大学)に文献情報及び貴重な助言をいただいた。また、アラスカの国立公園における船舶由来の大気汚染による影響に関する研究レポートは、Dr. Mark Fenn(合衆国農務省森林局)から情報をいただいた。

#### 引用文献

- Bobbink, R., Hettelingh, J-P. 2011. Executive summary, Workshop on the Review and Revision of Empirical Critical Loads and Dose-response Relationships. Noordwijkerhout, 23-25 June 2010.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., de Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20, 30-59.
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on

- species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86, 717-738.
- Fenn, M.E., Jovan, S., Yuan, F., Geiser, L., Meixner, T., Gimeno, B.S. 2008. Empirical and simulated critical loads for nitrogen deposition in California mixed conifer forests. *Environmental Pollution* 155, 492-511.
- Fukazawa, T., Murao, N., Sato, H., Takahashi, M., Akiyama, M., Yamaguchi, T., Noguchi, I., Takahashi, H., Kozuka, C., Sakai, R., Takagi, K., Fujinuma, Y., Saigusa, N. and Matsuda, K. 2012. Deposition of Aerosols on Leaves in a Cool-temperate Larch Forest in Northern Hokkaido, Japan. *Asian Journal of Atmospheric Environment* 6: 281-287.
- France, R., Coquery, M. 1996. Lead concentrations in lichens from the Canadian high arctic in relation to the latitudinal pollution gradient. *Water, Air and Soil Pollution* 90, 469-474.
- Geiser, L., Jovan, S., Glavich, D., Porter, M. 2010. Lichen based critical loads for atmospheric nitrogen deposition in Western Oregon and Washington Forests, USA. *Environmental Pollution* 158, 2412–2421.
- Giordani, P., Calatayud, V., Stofer, S., Seidling, W., Granke, O., Fischer, R. 2014. Detecting the nitrogen critical loads on European forests by means of epiphytic lichens. A signal-to-noise evaluation. *Forest Ecology and Management* 311, 29–40
- Gordon C., Wynn, J.M., Woodin, S.J. 2001. Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorus availability. *New Phytologist* 149, 461-471.
- Granier, A., Biron, P., Lemoine, D. 2000. Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agricultural and Forest Meteorology* 100, 291–308.
- Hirano, T., Kiyota M., Aiga, I. 1995. Physical effects of dust on leaf physiology of cucumber and kidney bean plants. *Environmental Pollution* 89, 255-261.
- Jalkanena, L., Mäkinen, A., Hasanenc, E., Juhanojad, J. 2000. The effect of large anthropogenic particulate emissions on atmospheric aerosols, deposition and bioindicators in the eastern Gulf of Finland region. *The Science of the Total Environment* 262, 123-136.
- ICP Forests 2011. Nitrogen deposition affects lichen species diversity (Chapter 5), *In: The Condition of Forests in Europe, 2011 Executive Report*. Institute of World Forestry, Hamburg, Germany, p. 17.
- Matsuda, K., Sase, H., Murao, N., Fukazawa, T., Khoomsub, K., Chanonmuang, P., Visaratana, T., Khummongkol, P. 2012. Dry and wet deposition of elemental carbon on a tropical forest in Thailand. *Atmospheric Environment* 54, 282-287.



- Nash III, T.H., Gries, C. 1995a. The response of lichens to atmospheric deposition with an emphasis on the Arctic. *The Science of the Total Environment* 160/161, 737-747.
- Nash III, T.H., Gries, C. 1995b. The use of lichens in atmospheric deposition studies with an emphasis on the Arctic. *The Science of the Total Environment* 160/161, 729-736.
- Pardo, L.H., Fenn, M.E., Goodale, C.L., Geiser, L.H., Driscoll, C.T., Allen, E.B., Baron, J.S., Bobbink, R., Bowman, W.D., Clark, C.M., Emmett, B., Gilliam, F.S., Greaver, T.L., Hall, S.J., Lilleskov, E.A., Liu, L.L., Lynch, J.A., Nadelhoffer, K.J., Perakis, S.S., Robin-Abbott, M.J., Stoddard, J.L., Weathers, K.C. and Dennis, R.L. 2011. Effects of Nitrogen Deposition and Empirical Nitrogen Critical Loads for Ecoregions of the United States. *Ecological Applications*, 21, 3049-3082. <http://dx.doi.org/10.1890/10-2341.1>
- Pinho, P., Theobald, M.R., Dias, T., Tang, Y.S., Cruz, C., Martins-Loução, M.A., Máguas, C., Sutton, M., Branquinho, C., 2012. Critical loads of nitrogen deposition and critical levels of atmospheric ammonia for semi-natural Mediterranean evergreen woodlands. *Biogeosciences* 9, 1205–1215.
- Riget, F., Asmund, G., Aastrup, P. 2000. The use of lichen (*Cetraria nivalis*) and moss (*Rhacomitrium lanuginosum*) as monitors for atmospheric deposition in Greenland. *The Science of the Total Environment* 245, 137-148.
- Sase, H., Matsuda, K., Visaratana, T., Garivait, H., Yamashita, N., Kietvuttinon, B., Hongthong, B., Luangjame, J., Khummongkol, P., Shindo, J., Endo, T., Sato, K., Uchiyama, S., Miyazawa, M., Nakata, M. and Lenggoro, I. W. 2012. Deposition process of sulfate and elemental carbon in Japanese and Thai forests. *Asian Journal of Atmospheric Environment* 6, 246-258.
- Schirokauer, D., L. Geiser, A. Bytnerowicz, M. Fenn, and K. Dillman. 2014. Monitoring air quality in Southeast Alaska's National Parks and Forests: Linking atmospheric pollutants with ecological effects. Natural Resource Technical Report NPS/SEAN/NRTR—2014/839. National Park Service, Fort Collins, Colorado.
- Takamatsu, T., Takada, J., Matsushita, R., and Sase, H. 2000. Aerosol elements on tree leaves -Antimony as a possible indicator of air pollution-. *Global Environmental Research* 4: 49-60.
- Yamaguchi, M., Otani, Y., Takeda, K., Lenggoro, W., Ishida, A., Yazaki, K., Noguchi, K., Sase, H., Murao, N., Nakaba, S., Yamane, K., Kuroda, K., Sano, Y., Funada, R., and Izuta, T. 2012. Effects of long-term exposure of black carbon particles on growth and gas exchange rates of *Fagus crenata*, *Castanopsis sieboldii*, *Larix kaempferi* and *Cryptomeria japonica*



seedlings. *Asian Journal of Atmospheric Environment* 6, 259-267.

伊豆田猛, 山口真弘, 山根健一, 半智史, 石田厚, 矢崎健一, 野口享太郎, I. Wuled Lenggoro 2014. 森林樹木に対するブラックカーボン粒子の影響に関する実験的研究. *エアロゾル研究* 29 (S1), 148-159.

松田和秀, 佐瀬裕之, 村尾直人, 野口泉, 深澤達矢, 林健太郎, 高橋章, 高木健太郎, 山口高志, Pojanie Khummongkol 2014. 東アジアの森林におけるエアロゾルの乾性沈着. *エアロゾル研究* 29 (S1), 160-167.

参考：南東アラスカで観察された樹状地衣類



Figure 9. Arboreal lichens collected for elemental analysis: *Hypogymnia enteromorpha* (left; Jim Riley, OSU), *Hypogymnia inactiva* (upper right, Jim Riley, OSU), and *Platismatia glauca* (lower right, Karen Dillman, USFS). OSU photos from OSU Lichen Group 1999.





2014

Shipping traffic in the Arctic -  
Technology review and cost  
scenarios regarding black  
carbon reduction

For Ocean Policy Research Foundation Tokyo, Japan

<b>ABBREVIATIONS</b>	<b>3</b>
<b>EXECUTIVE SUMMARY</b>	<b>4</b>
<b>1. INTRODUCTION</b>	<b>5</b>
1.1. BLACK CARBON FROM SHIPPING	5
<b>2. CURRENT AND PROJECTED ARCTIC SHIPPING</b>	<b>7</b>
<b>3. REVIEW OF TECHNOLOGICAL ABATEMENT OPTIONS</b>	<b>11</b>
3.1. DATA AVAILABILITY	11
3.2. DIESEL PARTICULATE FILTER	11
3.2.1. <i>Black carbon reduction Potential</i>	13
3.2.2. <i>Costs used for MAC estimation</i>	14
3.3. WET SCRUBBER	15
3.3.1. <i>Black carbon reduction Potential</i>	16
3.3.2. <i>Costs used for MAC estimation</i>	17
3.4. FUEL SWITCH FROM HFO TO MGO	19
3.4.1. <i>Black carbon reduction Potential</i>	20
3.4.2. <i>Costs used for MAC estimation</i>	21
<b>4. EXAMPLE SHIP</b>	<b>23</b>
4.1. OFF-HIRE RATE	23
<b>5. MARGINAL ABATEMENT COSTS</b>	<b>25</b>
5.1. METHODOLOGY	25
5.1.1. <i>CAPEX and installation costs</i>	25
5.1.2. <i>OPEX</i>	26
5.1.3. <i>Fuel costs</i>	26
5.1.4. <i>NaOH cost</i>	26
5.1.5. <i>Emissions</i>	27
5.2. BASE PARAMETERS	27
5.3. SENSITIVITY TOWARDS BASE PARAMETERS, BLACK CARBON DEFINITION AND "NO DISCHARGE" - SCENARIO	27
5.3.1. <i>Black carbon definition and emission factor</i>	28
5.4. COMPARISON OF THE MAC OF THE TECHNOLOGIES	29
5.5. SENSITIVITY ANALYSES (LAC)	29
5.6. COST RELATED TO BLACK CARBON DEFINITION	31
5.7. SENSITIVITY ANALYSES (EC)	32
<b>REFERENCES</b>	<b>34</b>
<b>APPENDIX 1 MAC AND NPV CALCULATIONS BY INCENTIVE</b>	<b>38</b>
<b>APPENDIX 2 BASE PARAMETERS</b>	<b>40</b>
<b>APPENDIX 3 PARAMETERS VARIED IN SENSITIVITY ANALYSIS</b>	<b>42</b>

## Abbreviations

AIS	Automatic identification system	MDO	Marine distillate oil
BAU	Business as usual	MGO	Marine gas oil
BC	Black carbon	MEPC	Marine Environment Protection Committee
CAPEX	Capital expenditure	NaOH	Sodium hydroxide
CO <sub>2</sub>	Carbon dioxide	NGO	Non-governmental organization
DNV	Det Norske Veritas	NO <sub>x</sub>	Nitrogen oxide
DPF	Diesel particulate filters	NSR	Northern Sea Route
EC	Elemental carbon	NWP	North West Passage
EPA	Environmental protection agency	OC	Organic carbon
GT	Gross tonnage	OM	Organic matter
HFO	Heavy fuel oil	OPEX	Operating expense
IMO	International Maritime Organization	OPRF	Ocean Policy Research Foundation
LAC	Light absorbing carbonaceous compounds	PM	Particulate matter
LFO	Light fuel oil	SFOC	Specific fuel oil consumption
LNG	Liquefied natural gas	SOF	Soluble organic fraction
LPG	Liquefied petroleum gas	SO <sub>x</sub>	Sulphur oxide
MAC	Marginal abatement costs	TBN	Total base number
MARPOL Annex VI	Regulations for the prevention of air pollution from ships		

## Executive summary

In a recent study black carbon (BC) is estimated to be the second biggest contributor to global and local climate change (Bond et al., 2013), but shipping currently contributes only a few percentages of total anthropogenic emissions of BC. However, emissions from shipping may contribute a greater part of the total BC emissions moving towards northern latitudes, and is reported to be responsible for up to 70 % of Arctic warming (Lenton, 2012). The decrease in Arctic sea ice extent opens up for increased Arctic shipping, and hence the BC emissions are expected to increase from Arctic shipping. This study looks into the reduction potentials and cost effectiveness of three different BC abatement technologies: diesel particulate filters (DPF), scrubbers and fuel switch from heavy fuel oil to marine gas oil. The scrubber technology is assessed in three versions (open, closed and hybrid). As an example ship a specific cargo carrier, which is operating full time in the Arctic and which has an installed engine power of approximately 20 MW, is used to estimate the marginal abatement costs (MAC) of reducing BC emissions by retrofitting the three technologies.

In this study BC is defined as light absorbing carbonaceous material (LAC) defined as the sum of organic matter (OM), elemental carbon (EC) and ash. A universally accepted definition of black carbon is not yet in place in IMO, and this study also looks into the effects on costs and emission reductions when defining black carbon more narrowly as EC.

DPF has shown to work efficiently at on-road diesel engines, but there is not much experience with the use of DPFs on vessels, and in particular only sparse data with the high sulfur fuel (HFO) most commonly used in shipping. Although the technology is not yet available, this study assumes that DPF in the future will work in combination with HFO based on recent research and development. DPF is expected to reduce LAC by 37 % and EC by 85 % the difference caused by OM on a gaseous form at the exhaust gas temperatures and hence not captured by the filter.

The scrubber cools the exhaust gas temperature, and cohesion of small-size aerosols and liquidation of some OC can be expected. For this reason the scrubber is assumed to capture both LAC and EC by 50 %. In the baseline scenario this reduction rate is used and the exhaust gas cleaning is with open loop scrubber or hybrid scrubber on open loop mode. The scenario where a “no discharge area” is implemented in the Arctic and the hybrid scrubber must be operated on closed loop mode is also examined. The fuel switch from heavy fuel oil (HFO) to marine gas oil (MGO) may, besides a reduction of SO<sub>x</sub> emissions, also induce a co-beneficial reduction of BC emissions. The reduction potentials used in this report are based on results from a study conducted by Germanischer Lloyd as included in the IMO Second Green House Gas Study (Buhaug et al., 2009). They found 76 % reduction of EC and no reduction of OM when the sulfur content decreases. The ash content is reduced 100 % when a fuel with only 0.1 % sulfur is burned, which results in 41 % reduction of LAC.

The fuel switch has the highest marginal abatement cost in all scenarios regardless of the definition of black carbon (0.45 USD/g). The large price difference between HFO and MGO fuel is the reason for the particularly high marginal abatement cost for the fuel switch. The marginal abatement cost for the DPF (0.09 USD/g) is generally higher than for the three types of scrubbers using LAC-definition (0.06-0.07 USD/g), but the marginal abatement cost of the DPF is the lowest of all technologies in all scenarios using the EC definition. This is due to the DPF having the highest abatement factors with respect to EC, whereas it has the lowest abatement factors with respect to LAC.

# 1. Introduction

During the past 100 years the temperature in the Arctic has increased almost twice as fast as the global rate. The warming has induced a longer melt season and a decrease of 7.4 % in Arctic sea ice extent per decade during summer since 1978 (IPCC, 2007). A minimum extent of Arctic sea ice was observed in 2012 (Perovich et al., 2012), and the Arctic Ocean is by midcentury projected to be largely ice-free during summer (Smith and Stevenson, 2013). According to Lenton (2012) up to 70 % of Arctic warming is caused by black carbon.

Black carbon (BC)<sup>1</sup> is emitted from incomplete combustion of hydrocarbon-based fuels and it is the most effective particulate matter at absorbing solar radiation (U.S. EPA, 2012). BC may impact the climate directly through absorption of incoming solar radiation and outgoing radiation, and indirectly through cloud-interactions. Furthermore, deposition of BC on snow and ice results in a positive snow/ice albedo effect, where the darker surface results in a decrease in albedo, which leads to further warming (Bond et al., 2013; Arctic Council, 2011) and an increase in the melting rate of ice and snow. BC is a so-called *short-lived climate forcer* that in comparison to CO<sub>2</sub>, has a short lifetime of days to weeks. It is therefore a regional forcer with its highest atmospheric concentrations near the emission sources and during the seasons of emission (U.S. EPA, 2012). BC reduction strategies will result in climate responses within a short timescale compared to reduction of CO<sub>2</sub> emissions, and thus mitigation of Arctic melting may be achieved by focusing on BC reductions (Corbett et al., 2010a; AMAP, 2011). The BC emissions occurring in the Arctic have larger effects on the climate per unit emission, because these emissions are more effectively deposited on snow and ice, than BC emitted outside the Arctic (AMAP, 2011).

## 1.1. Black carbon from shipping

BC from shipping constitute only a few percent of total anthropogenic emissions of BC globally, but shipping's emissions occur further north, thus potentially having greater impact on the climate in the Arctic. The decrease in Arctic sea ice extent has already opened for increased transarctic shipping and will further open up for Arctic shipping, hence future BC emissions are expected to increase from Arctic shipping (Corbett et al., 2010a).

The Arctic is sensitive to BC, but currently, no regulations exist on BC emissions from ships. The Polar Code, which is still under development after MEPC 66, does not touch on air pollution from Arctic shipping nor establishes emission control areas and measures on BC reduction as several international NGOs recommends (IMO, 2014; ASOC, 2011).

This study investigates the reduction potentials and cost effectiveness of three different BC technologies if applied in shipping in an Arctic context. It addresses the issue through three activities reported here:

---

<sup>1</sup> In this study the term *black carbon* is abbreviated *BC*, but this should not be confused with the abbreviation of the term *equivalent black carbon* (*BC<sub>e</sub>*), which is the specific definition of black carbon based on optical measurement methods (Andreae & Gelencsér, 2006).

---

1. Establish the base traffic data of shipping in the Arctic and provide a simple projection for future traffic data,
2. Review three key technological abatement options: Filter, wet scrubber and low sulfur fuel switch, and
3. Calculation of Marginal Abatement Cost (MAC) based on retrofitting

As an artificial starting point it is assumed that a BC regulation enters in to force in 2016 with no additional obligation regarding air pollutants or GHGs. As mentioned, the three technologies comprise diesel particulate filter (DPF), wet scrubber, and fuel switch from heavy fuel oil (HFO) to marine gas oil (MGO). As a baseline it is assumed that vessels in the Arctic are sailing on HFO in 2016 and the global SOx requirement with a maximum sulfur limit of 0.5 % does not enter into force until 2020 or 2025. Finally, the MACs of the technological options are calculated for retrofitting a single example ship and a number of sensitivity analyses are included. Using retrofitting as baseline may be considered a worst case since including abatement technology in newbuildings is significantly cheaper.



## 2. Current and projected Arctic shipping

The decline in Arctic sea ice extent may open up for new opportunities for Arctic shipping. The North West Passage (NWP) and the Northern Sea Route (NSR) are becoming more economic attractive as the accessibility improves due to the shorter travel distance between the Pacific and the Atlantic Ocean compared to the traditional routes (DNV, 2010). This chapter looks into current Arctic shipping and the projected traffic volume in 2020.

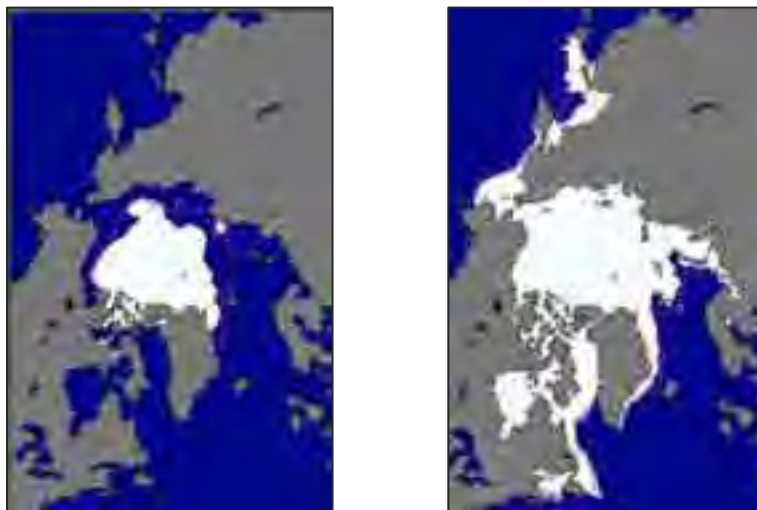
Arctic shipping through the Northern Sea Route (NSR) or the North West Passage (NWP) may reduce distances by up to 50 % and 25 % respectively, and concurrently reduce the fuel consumption, CO<sub>2</sub> emissions and travel time, when diverting from traditional routes between the Atlantic and the Pacific Ocean (Corbett et al., 2010a). Corbett et al. (2010a) assume that 1 % of total seaborne trade will be diverted to the Arctic between 2010-2020, and between 2020-2030 this number will grow to 2 %. While the NSR is already attracting increased transarctic traffic, according to DNV (2010) significant commercial traffic through the NWP is not considered plausible for many years ahead due to the difficult ice conditions in certain choke points, which render the route unreliable with regards to transit time compared to the NSR. In a study by DNV (2010) the Asia-Europe trade volume is in general assumed to grow by 40 % from 2006 to 2030 and by 100 % from 2006-2050.

A number of definitions of the "Arctic" are available: the Arctic Circle at 66 degrees 33 minutes N could designate the southern border, the IMO in the Polar Code (Figure 1) uses 60 degrees N while omitting a section (DNV, 2013). Here, we include the traffic north of 66 degrees N and in parallel with the Polar Code omit a section. This definition is chosen since the traffic volumes along the Norwegian coast, around Iceland, and north of 60 N in the North Sea and the Baltic Sea are so dense and therefore would dominate the data by far. Since the ice cover in this area is also almost non-existing the area may be considered functionally excluded from BC impact in the Arctic (Figure 2).

**Figure 1** The Arctic as defined by the IMO in the Polar Code (DNV, 2013). In this study the Arctic is defined as waters north of 66 degrees.



**Figure 2** Arctic Ice coverage in September 2013 (left) and March 2014 (right).

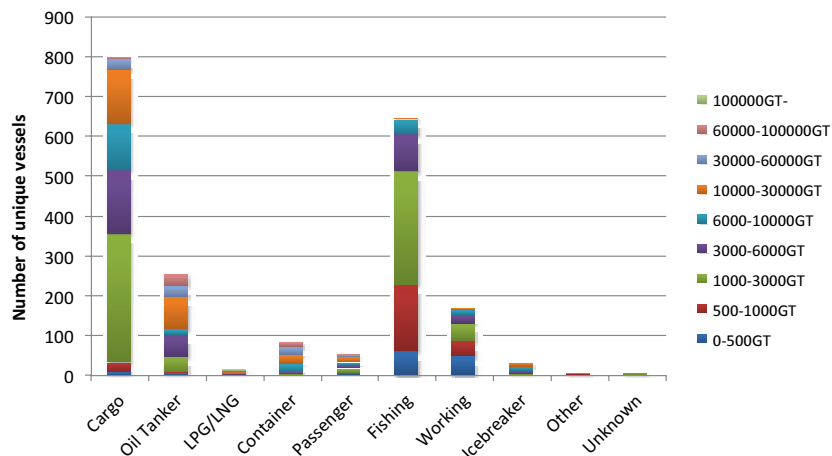


AIS data obtained from ExactEarth on the numbers of vessels sailing within this defined Arctic area between November 2012 and October 2013 (north of 66°N) has been provided by Ocean Policy Research Foundation (OPRF) (Table 1). The distribution of the vessel sizes and types are illustrated in Figure 3. The most dominating vessel types are cargo ships and fishing boats. For each type and size category [GT] the maximum engine sizes, time spent in the Arctic and energy use during the period monitored for ice class 1 vessels were identified. These findings were used to decide on a specific “worst case” example ship (Chapter 4).

**Table 1** AIS data of number of vessels operating north of 66°N between November 2012 and October 2013. No vessels larger than 100,000 GT were recorded.

GT/ Type	0-500	500-1000	1000-3000	3000-6000	6000-10000	10000-30000	30000-60000	60000-100000	Total
Cargo	15	85	355	175	104	60	3		797
Oil Tanker	4	9	59	46	57	77			252
LPG/LNG				6	1	7			14
Container	1		1	12	19	25	21	3	82
Passenger	4	1	11	12	5	15	2		50
Fishing	31	123	268	149	44	31			646
Working	10	20	69	35	20	13			167
Ice-breaker	1			2	1	19	7		30
Other			1		1	3			5
Unknown			1	1		1			3
<b>Total</b>	<b>66</b>	<b>238</b>	<b>765</b>	<b>438</b>	<b>252</b>	<b>251</b>	<b>33</b>	<b>3</b>	<b>2046</b>

**Figure 3** Number of vessels in the Arctic by ship type and size 2012- 2013.



The Arctic sailing season, which is defined as 25% open water and 75 % sea-ice cover was in 2013 70 days (DNV, 2013). In 2030 the Arctic sailing season is by DNV (2013) estimated to be 100 days and in 2050 120 days. These parameters and the projected bunker prices are in the study by DNV (2010) used to evaluate the economic attractiveness of diverting the traditional routes through the Arctic. This amounts in a total of 480 transits in the summer of 2030 and 850 transits in the summer of 2050. Today, the Arctic traffic is dominated by Arctic destination activity rather than transits (DNV, 2013).

Arctic shipping traffic is assumed to increase within a variety of activities, including cargo transportation, tourism, and resource extraction. Based on Buhaug et al. (2009), Corbett et al. (2010a) have defined a business as usual (BAU) scenario and a high growth scenario for in-Arctic traffic for different vessel types (Table 2). These growth rates have been used in this study to estimate the future shipping volume in 2020 from the AIS data provided by OPRF (Table 3). When the vessel categories in Corbett et al (2010a) and the AIS data did not match, a regional annual growth rate for CO<sub>2</sub> emissions of 1.96 % in the BAU scenario and 3.18 % in the high growth scenario was used to extrapolate number of ships in the Arctic by 2020. The growth rate applied for each vessel category in the AIS data is provided in Table 4.

**Table 2** Annual growth rates by vessel type for in Arctic shipping from 2004 to 2020 (Corbett et al., 2010a).

Vessel Type	BAU Growth	High Growth
Container ships	2.98 %	4.77 %
General cargo ships	0.29 %	1.13 %
Bulk ships	1.43 %	2.27 %
Passenger vessels	0.68 %	1.53 %
Tanker	4.46 %	5.31 %
Government vessels	- 0.08 %	0.77 %
Tug and barge	- 0.08 %	0.77 %
Offshore Service vessels	2.19 %	3.04 %
CO <sub>2</sub> emissions	1.96 %	3.1 %

**Table 3** No of vessels by ship type in 2013 and in 2020 for a business as usual scenario (BAU) and a high growth scenario.

Vessel Type	Total no. of vessels by type in 2013	No. of vessels 2020 (BAU)	No. of vessels 2020 (High growth)
Cargo	797	813	862
Oil Tanker	252	342	362
LPG/LNG	14	16	17
Container	82	101	114
Passenger	50	52	56
Fishing	646	740	804
Working	167	191	208
Icebreaker	30	34	37
Other	5	6	6
Unknown	3	3	4

**Table 4** Growth rates applied for the two scenarios and the different vessel types.

Vessel Type	BAU growth rate	High growth rate
Cargo	0.29 %	1.13 %
Oil Tanker	4.46 %	5.31 %
LPG/LNG*	1.96 %	3.18 %
Container	2.98 %	4.77 %
Passenger	0.68 %	1.53 %
Fishing*	1.96 %	3.18 %
Working*	1.96 %	3.18 %
Icebreaker*	1.96 %	3.18 %
Other*	1.96 %	3.18 %
Unknown*	1.96 %	3.18 %

\* No vessel specific growth rate available, hence the average CO<sub>2</sub> growth rate has been used

### 3. Review of technological abatement options

Three technologies are investigated with regards to their black carbon reduction potential, comprising diesel particulate filter (DPF), wet scrubbers, and fuel switch from heavy fuel oil (HFO) to marine gas oil (MGO). The availability of black carbon mass emission data from ship engines and relative measurements of black carbon mass before and after treatment of fuels or exhaust is limited. The black carbon reductions are thus estimated directly, when possible, or by proxies, such as particulate matter (PM) and fuel consumption reduction.

#### 3.1. Data availability

The data availability of BC mass emission data from ship engines is limited in comparison to on-road diesel engines, where significant exhaust treatment regulations have been mandated, e.g. the European emission standards. Measurement campaigns have not been prioritized for ships, due to the lack of regulation and the uncertainty among existing observations demonstrate that there is a lack of data. In this study, measurements of BC emissions from ships are used to evaluate the abatement technologies whenever available, but alternative proxies are in some cases also considered.

#### 3.2. Diesel Particulate Filter

The diesel particulate filter (DPF) is originally developed as a technology used to reduce emissions of particles in exhaust gas from diesel engines within the on-road vehicle sector (Stuer-Lauridsen et al., 2012). A number of different designs and types of DPFs exist, e.g. ceramic and metal filters, but also foam has been used as an alternative filter material. The DPF is placed in the exhaust gas system, and as particles are trapped in the filter the backpressure changes, which negatively affects the engine operation (Majewski, 2001). To remove the collected material in the filter, and lower the backpressure, regeneration of the filter is necessary. The regeneration moreover extends the time between necessary cleaning of the filters.

The regeneration process differs between manufacturers, but overall the process is either active or passive (Emissions retrofit group, 2012). By active regeneration a heat source, either electric or diesel-fired is actively started while the engine is not running (Emissions retrofit group, 2012). Tsuda et al. (2013) found that the optimum temperature for complete regeneration of the filter is around 650°C. At this temperature the carbonaceous PM could be completely removed after five minutes. Higher temperatures may result in shorter regeneration time, but also increased costs. By passive regeneration the filter is coated with a precious metal acting as a catalyst whereby the soot can be oxidized by using the exhaust heat, i.e. without any external heat source. The engine transfer heats to the exhaust gas and upon heated the precious metal acts as an oxidation catalyst. If the engine does not reach the necessary temperature, the filter will regularly clog and it will have to be removed and regenerated by a cleaning machine, which heats up the filter (Emissions retrofit group, 2012). Catalyzed DPFs are not applicable for maritime use, since the catalyst is deactivated by the use of high sulfur fuel, which maritime diesel engines normally run on (Tsuda et al., 2013; Corbett et al., 2010b).

The use of diesel particulate filters (DPF) has been very effective in reducing PM emissions from on road traffic. The DPF is most often silicium carbide or cordiorite based wall flow filters, which can remove up to 90 % of the particulate emissions from vehicles (Danish EPA, 2013). To apply this technology on vessels is evident but the technology transfer is not straightforward. Several parameters give rise to certain challenges, including the higher sulfur content in bunker fuel, limited space conditions, maintenance and regeneration of the filter, and higher sensitivity towards backpressure in marine engines (Danish EPA, 2013; pers. comm., DINEX, May 2014). Due to lack of regulation in the shipping industry there exist no standard DPF solutions for vessels and there is no commercial mass production, as opposed to the DPFs used within the on-road vehicle sector (Ingeniøren, 2013). In Europe air emissions from on-road traffic is regulated by the “Euronorm” emission standards, which were introduced in 1992. For diesel engines the required emission reductions haven partly been achieved through the development of DPFs (nextgreencar, 2014). However, when it comes to oceangoing vessels or in general vessels using higher sulfur-grade fuels, little information is available on implementation of DPFs.

MAN Diesel & Turbo (2012) investigated the PM reduction from a DPF on an auxiliary engine operating on MGO. In their preliminary market study two commercially available marine DPF systems were identified, i.e. ETB and HUG, which produce filters for yachts and inland waterway vessels. HUG is certified by Lloyd’s Register and Germanischer Lloyd and was therefore chosen for the project by MAN Diesel & Turbo (HUG, undated.; MAN Diesel & Turbo, 2012). The results from this study indicated an EC reduction of 99 % but a total PM-reduction of 55% due to little capture of sulfate and organic carbon being on gaseous phase, due to the high exhaust gas temperature.

In Denmark in 2012 the filter manufacturer Dinex installed and tested a DPF filter on the ferry M/F Ærøskøbing in cooperation with Danish Technological Institute and the Danish Ministry of the Environment. It was expected that the filter would reduce the amount of particles by up to 99 %, but in reality the reduction was 93 %. This difference was caused by leaks in the by-pass system. It should be mentioned though, that the reduction of organic matter was not measured in this study (Danish EPA, 2013). Several challenges arose during the project, including space limitations, too low exhaust gas temperature for automatic filter regeneration, and too high backpressure. Furthermore, the installation was done during night, because the ferry could not be taken out of operation in the daytime (Danish EPA, 2013; Ingeniøren, 2013). These challenges caused high installation costs, which presumably can be avoided or lowered once more experience is gained.

The DPF installed on the ferry M/F Ærøskøbing consisted of eight “15x15 inches” filter units, which were retrofitted to one of the main engines with an installed power of 1,000 kW. The 15x15 inches filter unit is the largest that Dinex produces and is usually used on trucks. The price for one unit is app. 7,000 USD. On a truck the usual lifetime of these filters are 6-8 years (pers. comm. Jacob Svensson, Dinex, April 2014). The total investment cost is by LITEHAUZ estimated to be 56,000 USD based on the price per filter unit. This results in a price of 56 USD/kW. The total investment cost and installation costs were app. 185,000 USD (Ingeniøren, 2013), corresponding to 185 USD/kW installed power. The installation included consulting from Technological Institute of Denmark and several unexpected challenges as mentioned earlier (Danish EPA, 2013). It is expected that the installation costs will decrease with increasing engine size and also with time as manufacturers become more experienced in retrofitting DPFs to commercial use on vessels. The example vessel in the present study has an installed engine power of 20 MW and therefore the installation unit costs are assumed to be somewhat lower than for the ferry M/F Ærøskøbing. The investment costs of 56 USD/kW will be used in the calculations but the installation costs are

assumed to be half of the costs in the study conducted on the ferry M/F *Ærøskøbing* corresponding to 121 USD/kW for equipment and installation.

The general expression by the market actors is that the current DPFs cannot be used in combination with fuel having a sulfur content exceeding 500-1000 ppm (0.05-0.1%), i.e. the use of DPF enforces a swift to the much more expensive MGO (Corbett et al., 2010b). The problem with high sulfur content is the bigger production of ash, which can clog the filter (DINEX, pers. comm. April 2014). Furthermore, in a catalytic filter the high sulfur content will poison a catalytic coating almost instantly, which would cause deactivation of the filters or catalysts (pers. comm. Lisa Barber, Regional Sales Manager, DCL International Inc.). However, Mitsui O.S.K. (2012) and Tsuda et al. (2013) have developed DPFs, which have been successfully used in combination with heavier sulfur grades of fuel oil. The filter developed by Mitsui O.S.K. was initially tested beginning in November 2011, which was scheduled for about one year. However, the verification of the filters performance has been suspended, because part of the filter had to be improved. The test will be resumed in the first quarter of 2014 and it is still too early to say anything about costs (Mitsui O.S.K., personal comm., April 2014).

The company CRR (Create - Recycle – Reduce) is a sales and distribution company with a new kind of filter solution for the maritime industry, which also tested to work in combination with HFO. The filter is developed by the German engineering company Ecovac GmbH, which has designed and manufactured industrial filter systems for land-based use for several years. This land-based system is now being adapted for maritime use in combination with HFO. The filter is a cartridge technology, with a large surface area, which results in low backpressure (300 - 700 PA) and reduces fuel penalties. CRR claims a PM<sub>0.5</sub> reduction of >99 % concurrently with a SO<sub>x</sub> filtration of 90-98 %. The filter has not been installed on any vessels yet, and there are still great uncertainty related to costs. However, the equipment costs are estimated to be around 300 USD/kW, including a heat exchanger and installation (pers. comm., Martin Fischer, CRR, 2014). Based on the identified manufacturers and research and development of filters working with heavy fuel oil, the MAC of black carbon reduction by use of DPF in this study is estimated assuming successfully operation in combination with heavy fuel oil.

### 3.2.1. Black carbon reduction Potential

As earlier mentioned DPFs have shown to be very effective in reducing PM from on-road engines. PM from vehicle diesel engines consist mainly of non-volatile compounds, i.e. ash and elemental carbon (Lauer, 2012). These compounds are caught by the DPF. However, PM from large vessels engines consist mainly of volatile compounds, such as OM, sulfates and water. These compounds will be on gaseous phase at the high exhaust gas temperatures of around 350°C and will therefore not be caught by the filter. Hence, the reduction potential of DPFs depends on engine type and size thus DPFs may reduce PM better in cars than on merchant vessels. The high reduction rate seen on road is therefore not directly transferable to marine application (Lauer, 2012; Tsuda et al., 2013).

Only few studies analyzing PM and BC reduction by diesel particulate filters installed on maritime diesel engines running on HFO have been identified (Table 5; Table 6). Mitsui O.S.K. (2012) reported a PM reduction of 80 % in a DPF demonstration using C Heavy Fuel Oil (1% S max). Tsuda et al. (2013) have demonstrated that approximately 50 % of the PM and most of the soot is caught in the filter using heavy fuel oil (2.66% S) in a laboratory study. The study by Tsuda et al., 2013 is the only one identified, which demonstrates the function of DPF in combination with HFO and also examines the black carbon reduction. This study moreover looks into the reduction of the soluble

organic fraction (SOF) and sulfate when using a DPF (Figure 4). Tsuda et al. (2013) conclude that most soot is captured in the DPF but the SOF concentration remains constant. The SOF is not captured in the DPF because it is on gaseous phase due to the high exhaust gas temperature (Tsuda et al., 2013). The same picture is seen in a study conducted by Lauer (2012), who tested a filter on a ship engine running on MGO. He found a very high EC reductions of 99 %, but only a total PM reduction of 55% due to lower removal of organic carbon (OC). Based on the findings by Tsuda et al. (2013) a 85 % reduction of EC and ash is used in this study, while no reduction is expected for OM (Table 7). This amounts in a total relative reduction of 37 % when defining black carbon as LAC whereas the reduction is 85 % if only looking at EC.

Table 5 Black carbon or PM reduction potential reported in different studies based on MGO

Study/ Manufacturer	Reduction potential (MGO)		
	PM	OC/OM/SOF	Elemental carbon
Tsuda et al. (2013)	70 %	~ 0 %	“Most”
Majewski (2001)			95-99.9 % (EC)
Corbett et al. (2010b)			85% (BC)
Liu et al. (2008)			99.7 % (EC)
Huss Filters (2014)	99.9 %	Not reported	
Dinex (Danish EPA, 2013)	93 %	Not reported	
Lauer (2012)	55 %	30-60 %	99 % (EC)

Table 6 Black carbon or PM reduction potential reported in different studies based on HFO

Study/ Manufacturer	Reduction potential (HFO)		
	PM	OC/OM/SOF	Elemental carbon
Tsuda et al. (2013)	50%	~ 0 %	“Most”
Mitsui O.S.K. (2012)	80 %		

Figure 4 Soot and SOF emissions without DPF and with DPF at three different loads

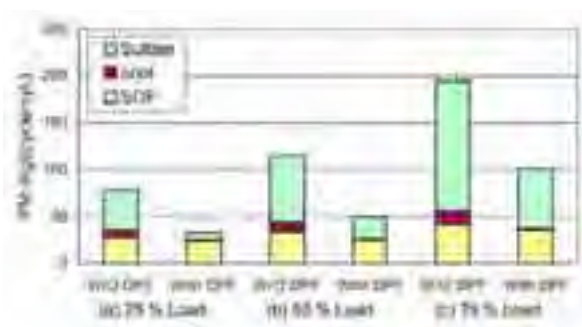


Table 7 Relative reduction potential of LAC (EC+OM+ash) and EC. Emission factors without and after particulate filter when black carbon is defined as LAC or EC respectively.

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor without filter [g/kWh]	Emission factor after filter [g/kWh]
LAC	85%	0%	85%	37 %	0.335	0.211
EC	85%			85 %	0.040	0.006

### 3.2.2. Costs used for MAC estimation

The costs used for the estimation of MAC for black carbon reduction by DPF are given in Table 8. The CAPEX has been estimated to be 121 USD/kW, as previously explained in 3.2. Due to the little experience with filters installed on vessels operating on marine fuels, in particular HFO, it is hard to estimate the operation and maintenance cost (OPEX) of DPFs (DINEX, pers. comm., April 2014).



**Table 8** Costs per installed engine power, lifetime, and energy consumption (expressed as the fuel penalty) of a diesel particulate filter.

According to Corbett et al. (2010b) the OPEX is approximately 19.6 USD/kW/year in 2008 prices, which is in this study converted into 2014 price level, corresponding to 21.9 USD/kW/year. This OPEX is given for a 20 year period and includes both regeneration and replacement of filters (Corbett et al., 2010b). The actual lifetime of the filters installed by DINEX is approximately 6-8 years, but no OPEX for a filter installed and operated on a commercial vessel is available from market players. In this study it is decided to use the 21.9 USD/kW/year as OPEX and thus including the replacement costs for the lifetime of the vessel. Corbett et al. (2010b) estimated a much lower CAPEX (21.8 USD/kW) of filters than what has been found in our market surveys in this study. A sensitivity analysis of 30 % higher or lower CAPEX and OPEX is conducted.

The added fuel consumption when using a DPF is estimated to be approximately 4 % (Corbett et al., 2010b). The particles collected in the filter would ultimately cause exhaust gas pressure drop in the filter. This negatively affects the engine operation and the filter thus has to be regenerated to restore its soot collecting capacity (Majewski, 2001). A drawback of DPF is the significant amount of space required, which can add further costs. The filter is assumed to take up 2-3 times the size of the engine, which may be problematic on vessels with large engines (Boer, 2011). However, in this study no size limitation is assumed. Lastly, it should be kept in mind, that significant costs would be added to the use of DPF if the filter cannot work successfully in combination with HFO and MGO has to be used instead. This study assumes that the technological advancement allows for the use of at least a low grade sulfur HFO, such as 1% sulfur which can be produced at comparable costs to the current 2.7% sulfur HFO, and the filter forced MGO scenario is not further considered in this report. Off-hire days for installation are assumed to be around 15 (CRR; DINEX, pers. comm, April 2014).

Diesel Particulate Filter	
CAPEX (incl. Installation) [USD/kW]	121
OPEX [USD/kW/year]	21.9 (including filter replacement)
Fuel penalty	4 %
Lifetime [years]	Actual 6-8 years (but unlimited in calculations due to replacement included in OPEX)
Off-hire days	15

### 3.3. Wet scrubber

A scrubber is a treatment technology that cleans the exhaust gas and is installed after the engine or boiler. The scrubber allows a vessel to continue sailing on HFO and still comply with the IMO sulfur regulations by washing out SO<sub>x</sub> of the exhaust gas. Two main types of scrubbers exist: wet scrubbers and dry scrubbers.

In wet scrubbers the exhaust gas is passed through a liquid media in order to dissolve the water-soluble SO<sub>x</sub> gases. Wet scrubbers can be divided into three types: open loop scrubbers using sea water, closed loop scrubbers using fresh water and caustic soda to control the alkalinity, and finally hybrid scrubbers, which can run on both closed loop mode and open loop mode (ABS, 2013). The scrubber is using a water spray or cascading system in order to maximize the surface area of liquid in contact with the exhaust gas. The chemical reactions taking place result in acidic SO<sub>x</sub> based compounds such as sulfuric acid. For this reason the liquid must be of a certain alkalinity in order to neutralize the acidic compounds (ABS, 2013; Lloyd's Register, 2012). An open loop scrubber using seawater as liquid media can be used when sailing in waters where the alkalinity is sufficiently high. The main advantage of a seawater scrubber is that no chemicals are

consumed onboard the ship and the water can be discharged back into the sea (NaKIM, 2012). When sailing in low alkaline waters, e.g. the Baltic, estuaries, and rivers, a closed loop scrubber using freshwater and caustic soda can be used to control the alkalinity of the scrubbing liquid. In a closed loop scrubber little or no water is discharged overboard and this type is therefore suitable for zero emission control areas. Hybrid scrubbers, which consist both of a closed loop and an open loop system utilize the advantages of both systems and increase the flexibility of the vessel (Lloyd's Register, 2012; ABS, 2013). The footprint of a scrubber varies a little from system to system. The footprint of a scrubber fitted to a 5 MW motor is around 3 m x 5 m and the footprint of a scrubber fitted to a 25 MW engine is on the size of a scrubber installed on a 25 MW engine is around 6 m x 10 m (ABS, 2013). According to Alfa Laval (2013) their scrubbers only have footprints of 2.5 m x 2.5 m up to 47 MW engines. The height of the scrubbers varies in general approximately between 6 m and 12 m up to 25 MW depending on the type of system, however, one system being a couple of meters higher has been identified (ABS, 2013).

Although dry scrubbers may be technically feasible in ships it has not been possible to identify stakeholders with installation experience or cost knowledge regarding dry scrubbers for application in the merchant fleet. For this reason, the study will focus on wet scrubbers only. A brief description is provided: In a dry scrubber no water is used but instead the exhaust gas is led through a chamber filled with calcium hydroxide granulate, which reacts with the sulfur oxides to form calcium sulfate. The exhaust gas is not cooled as in the wet scrubber, and therefore a dry scrubber may be used in combination with a SCR unit, which reduces the NO<sub>x</sub> emissions and in general require temperatures above 350°C. At some point the granulate loses its ability to react and therefore it must be replaced. Both the fresh and the used calcium hydroxide granulate is stored outside the absorption chamber requiring additional storage space. The level of sulfur absorption can be regulated for example by adjusting the surface area of the granulate or by changing how the gas passes around inside the absorber. However, the dry scrubber is slow to regulate, unlike wet scrubbers, which are quickly adjusted to changes in operating conditions. The calcium sulfate, which may be recycled in industry, is deposited at port, but no other substances are disposed of overboard (Walter & Wagner, 2012). According to ABS (2013) the PM reduction in a dry scrubber is 60 %. Since the process is dry, it is assumed that both hydrofile and hydrophobic particles are collected.

### 3.3.1. Black carbon reduction Potential

Wet scrubbers have shown to be fairly efficient at removing particulate matter (PM) based on different particle diameter cutoffs (Table 9). Winther (2013) has in a literature review found that black carbon comprise 0.3-17% of PM from HFO and 17-40% of PM from MDO. The smaller the sulfur content of the fuel is, the more the black carbon constitutes of the PM emissions.

Lack & Corbett (2012) and Corbett et al. (2010b) have reviewed the efficacy of seawater scrubbers to remove BC and PM from exhaust gas. Several studies evaluate PM reduction potential from scrubbers, while only few studies have specifically measured the reduction potential of black carbon. PM reductions in scrubbers are occasionally used as proxy for BC removal potential. Despite the potential to remove total particle mass, the effectiveness of scrubbing for removal of black carbon is more uncertain due to the small size of these particles and their physical properties. Right upon emission black carbon particles are hydrophobic and have a typical diameter of around 100 nm (Quinn et al., 2011), which is one order of magnitude smaller than PM<sub>1</sub> and two orders of magnitude smaller than PM<sub>10</sub>. Very small particles, like BC, are reported to be less controlled than larger ones (Corbett et al., 2010), as also indicated by the PM reduction potentials given in Table 9 (Lack & Corbett, 2012). As indicated in the table, the reduction

potential decreases with decreasing particle size. Measurements conducted on the DFDS roro-vessel "Ficaria Seaways" have shown that even though the number of particles with a diameter of more than 200 nm is low the total PM mass is still dominated by particles in this size range (NaKIM, 2012). Estimating the black carbon reduction potential only on the PM mass reduction may therefore not be reliable. As BC ages it coagulates and reacts with other compounds, hence growing in size and becoming more hydrophilic. The wet scrubbing efficiency removal of BC thus depends on the mixing state of the particles (Lack & Corbett, 2012). As indicated in Table 9, the reduction potential decreases with decreasing particle size.

**Table 9** Wet scrubber reduction potential of different PM size fractions (Lack & Corbett, 2012)

Measurement	EC <sub>TOA</sub>	EC <sub>TOA</sub>	PM <sub>2</sub>	PM <sub>1.5</sub>	PM <sub>1</sub>	PM <sub>0.05</sub>
Reduction potential	55 %	70 %	98 %	74 %	59 %	45 %
Fuel type	Low sulfur diesel	1.5 % sulfur	HFO	HFO	HFO	HFO

The EC measurements indicate that the scrubbing efficiency increases, when the sulfur content in the fuel is higher. This may be explained by the formation of black carbon internally mixed with hydrophilic particulate sulfates. Based on the PM measurements and the common BC diameter a scrubbing efficiency of around 45-50% is likely, according to Lack & Corbett (2012). A reduction potential of 50 % will be applied in this study, and it is assumed, that EC, OM and LAC is reduced equally efficient (Table 10).

**Table 10** Relative reduction potential of LAC (EC+OM+Ash) and EC. Emission factor without and after scrubber when black carbon is defined as LAC or EC respectively.

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor without scrubber [g/kWh]	Emission factor after scrubber [g/kWh]
LAC	50%	50%	50%	50 %	0.335	0.168
EC	50%			50 %	0.040	0.020

### 3.3.2. Costs used for MAC estimation

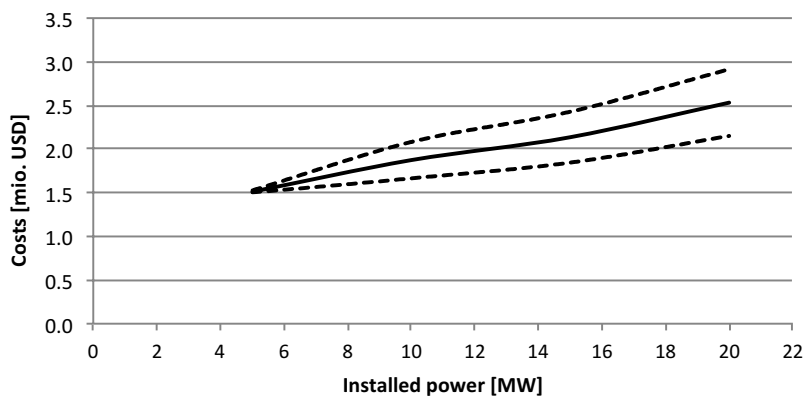
In this study the focus will be on open loop scrubbers and hybrid scrubbers, since there is currently no regulation promoting the use of closed loop scrubbers in Arctic waters. The hybrid scrubber has the advantage of greater flexibility to also operate in less alkaline waters, and if a ban on open loop scrubbers is implemented the hybrid scrubber can still be used on closed loop mode. According to Wärtsila the open loop scrubber and the hybrid scrubber are the most sold types (Ahlbäch, Pers. comm., 5<sup>th</sup> of March 2014).

The investment costs of open loop scrubbers and hybrid scrubbers as a function of installed power are shown in Figure 5 and Figure 6. The curves are drawn by the authors of this report, based on investment estimates provided by Alfa Laval (pers. comm., April 2014) and Wärtsila (Pers. comm., April 2014) for scrubbers installed on ships with four different engine sizes of 5 MW, 10 MW, 15 MW and 20 MW, respectively. The dashed lines show upper and lower bounds whereas the full-drawn line shows the average investment cost curve. The investment costs increase approximately linearly with increasing power installed.

Yearly maintenance cost can according to Corbett et al., 2010 be expected to be approximately 0.7 USD/MWh, ranging between 0.4 and 1.1 USD/MWh in 2008 prices. These estimates are

converted to USD/kW in 2014 prices resulting in approximately 6.9 USD/kW ranging between 3.9 and 10.8 USD/kW. The installation costs are around 75 % of the investment costs both for the open loop scrubber and the hybrid scrubber (Alfa Laval, pers. comm., April 2014). The fuel penalty, which is caused by pumps and engine back pressure, is approximately 2 % when running on open loop mode and around 1 % when running on closed loop mode (Lloyd’s register, 2012). A larger pump is needed when using seawater than fresh water hence leading to larger fuel penalty when operating on open loop than closed loop mode (Stuer-Lauridsen et al., 2012). The hybrid scrubber can change between open loop mode and closed loop mode. As baseline no discharge regulation exists in the Arctic, hence the open loop scrubber can be used and the hybrid scrubber may operate all the time at open loop mode. In the change scenario where a “no discharge” regulation is implemented in the Arctic, the open loop scrubber does not meet the requirements and the hybrid scrubber has to operate on closed loop mode, which includes consumption of caustic soda (NaOH) and a different fuel penalty (ABS, 2013). The consumption of caustic soda is estimated from Figure 7 (Wärtsila, 2011) to be approximately 150 l/hour, and the price range was 50 – 250 USD/m<sup>3</sup> in 2011 (Wärtsila, 2011). This range has been converted to 2014 price level (52-262 USD/m<sup>3</sup>) and the average of 157 USD/m<sup>3</sup> has been used in the central estimate. Off-hire days for installation are assumed to be around 20 days (Hauschildt Marine, 2014). The costs and energy use for the open loop and the hybrid scrubber are summarized in Table 11 and Table 12, respectively.

**Figure 5** Investment cost of an open loop scrubber as a function of installed power. Dashed lines show upper and lower bounds, while full-drawn line shows average.



**Figure 6** Investment cost of hybrid scrubber as a function of installed power. Dashed lines show upper and lower bounds, while full-drawn line shows average.

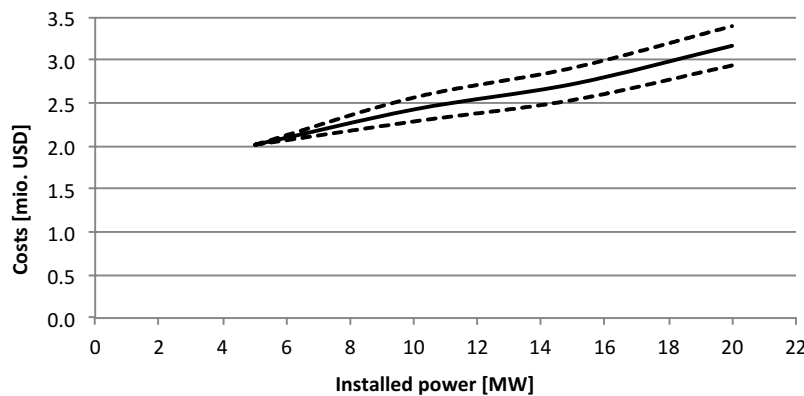


Figure 7 NaOH consumption [l/hour] as a function of operating power and sulfur content in fuel (Wärtsila, 2011).

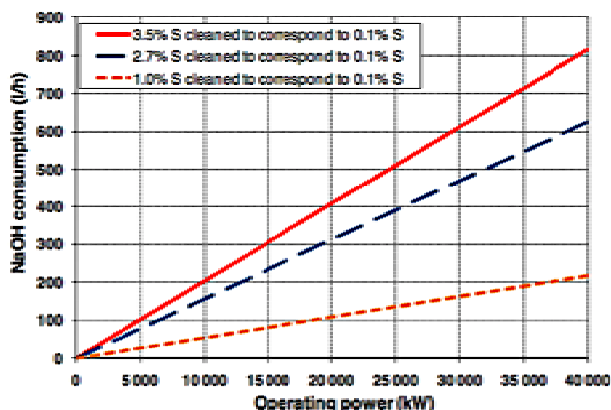


Table 11 Costs, lifetime, and energy consumption (expressed as the fuel penalty) of an open loop scrubber for a 20 MW engine.

Open loop scrubber	
CAPEX (ex. Installation) [USD]	2,500,000
Installation [USD]	1,900,000
OPEX [USD/kW]	6.9
Fuel penalty	2 %
Lifetime [years]	15
Off-hire days	20

Table 12 Costs, lifetime, and energy consumption (expressed as the fuel penalty) of a hybrid scrubber for a 20 MW engine.

Hybrid scrubber	Open loop mode	Closed loop mode
CAPEX (ex. Installation) [USD]	3,100,000	
Installation [USD]	2,300,000	
OPEX [USD/kW]	6.9	
Lifetime [years]	15	
Fuel penalty*	2 %	1 %
NaOH consumption [m <sup>3</sup> /hour]*	-	0.15
NaOH costs [USD/m <sup>3</sup> ]*	-	157
Off hire-days	20	

\* Fuel penalty is 1% when the scrubber is operating at closed loop mode using NaOH and 2 % when operating at open loop mode where no NaOH is used (Lloyd's Register, 2012).

### 3.4. Fuel Switch from HFO to MGO

According to MARPOL Annex VI, the maximum sulfur limit in bunker fuel should be reduced globally from 3.5 % to 0.5 % by 2020 or 2025. The average sulfur content in the heavy fuel oil (HFO) used for marine diesel engines today is 2.7 % (MAN Diesel & Turbo, 2010). HFO is a residual oil, with high contents of sulfur, ash, and metals, e.g. vanadium and nickel. These components cause slower and less complete combustion and hence increase black carbon emissions (ABS, 1984).

There are two main challenges when switching to distillate fuels: the fuel viscosity and the main engine cylinder lubrication. The viscosity of distillate fuels is lower than for residual fuels, which may challenge the pump in different ways. For this reason installation of a cooler or chiller unit may be necessary to be able to maintain the required viscosity (MAN Diesel & Turbo, 2010). In the

future vessels will probably not experience problems running without a chiller, since pumps and engines will be designed to run on lower viscosity fuels. High sulfur content can cause corrosive sulfuric acid. Lubricating cylinder oils of a certain alkalinity can neutralize the sulfur content of the fuel. The alkalinity is expressed as the total base number (TBN). Over treating for sulfur can be damaging, and therefore it is important to lower the TBN when operating on low sulfur fuel (ABS, 1984). On newer engines, it is recommended to install a lubricator, which automatically regulate the dosage (MAN Diesel & Turbo, 2010).

### 3.4.1. Black carbon reduction Potential

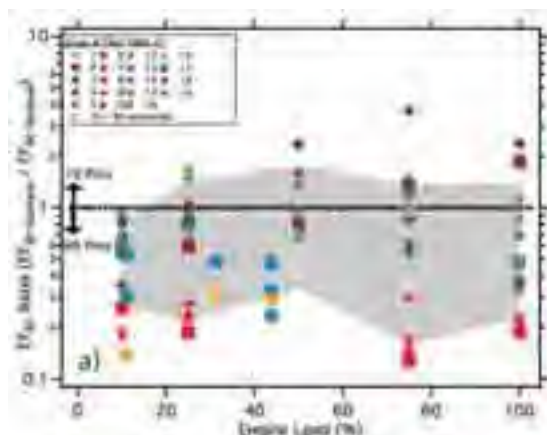
The fuel switch may, beside a reduction of SOx emissions, also induce a co-beneficial reduction of black carbon emissions, but to what extent is not yet fully clarified. The Second IMO Green House Gas Study (Buhaug et al., 2009) focus on a 2007-study on elemental carbon, and the more recent literature also report studies employing a number of different measurement methods and different definitions of black carbon. As already mentioned the definition of black carbon play an important role when assessing the emission factor and reduction potential.

Recently, Lack and Corbett (2012) have reviewed several studies, which assess the possible black carbon reduction when changing from HFO to a more clean fuel (Table 13). Figure 8 shows the ratio between the BC emission factor of cleaner fuel and HFO. When the ratio is <1 the BC emission factor decreases when changing from HFO to a cleaner fuel and when the ratio is >1 the BC emission factor increases. As seen on the figure most of the studies indicate that the BC emission factor decreases when switching from HFO to a cleaner fuel. However, some results show the opposite trend, which may be explained by the high level of heavy metals in HFO as it has been suggested that heavy metals catalyze the combustion of BC and hence reduce BC emissions (Lack & Corbett, 2012). Despite the role of heavy metals, the overall balance of the information suggests a decrease in black carbon emissions when changing from HFO to a cleaner fuel (Lack and Corbett, 2012). Lack and Corbett (2012) propose an average decrease of 45 % at 100 % load. This average decrease is based on studies assessing fuel switch from HFO (sulfur contents from 0.83 % - 3.15 %) to MDO, MGO, LFO or biodiesel with sulfur contents ≤ 0.1 %.

**Table 13** Studies identified by Lack & Corbett (2012), which assess black carbon reduction potential when changing from HFO to a cleaner fuel.

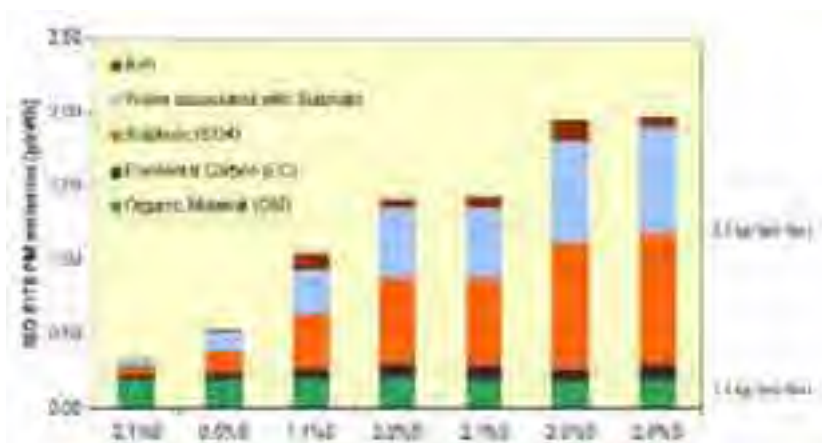
Study ID	Engine Type	Fuel Type	Measurement	Reference
1-4	ABDF	HFO, LFO	EC - TGA, BC-FSN	Bastianski et al. (2010)
5-12, 21, 27	ABDF	HFO, MDO, Biodiesel	BC - Filter, EC - TGA	Pantelidis et al. (2011a)
11	MEC2	HFO	EC - TGA	Pantelidis et al. (2011a)
14	MEC2	HFO	EC - TGA, BC - Filter	Pantelidis et al. (2011b)
13	MEC2	MGO	BC - BAS	Crippa et al. (2012)
10	MEC2	HFO, MDO	EC - TGA	Kramer et al. (2007)
17	MEC2	HFO	EC - TGA	Aggeston et al. (2010)
16	MEC2	HFO	EC - TGA	Aggeston et al. (2008)
19-20	MEC2	Biodiesel	EC - TGA	Aggeston et al. (2011)
22	MEC2, MEK	HFO, MDO, (BIO)	BC - BAS	Lack et al. (2009a)
23, 28	MEC2	HFO, MGO	EC - TGA	MAN Diesel SE (2007)
24-26	MEC2	HFO	BC - FSN	Sorensen et al. (2009a, b)
18, 20	MEC2	MDO	BC - FSN	Sorensen et al. (2009b)

**Figure 8** Ratios between the black carbon emission factors of cleaner fuel and HFO as a function of load. The numbers in the left corner corresponds to the studies in Table 13.



As a basis for the estimates included here, it is decided to use results from the study by Germanischer Lloyd as included in the Second IMO Green House Gas Study (Buhaug et al., 2009). These results show a 76 % reduction of EC and no reduction of OM when the sulfur content decreases. The ash content, is reduced 100 % when a fuel with only 0.1 % S is burned (Figure 9). The reduction potentials of LAC and EC are summarized in Table 14.

**Figure 9** Emissions of organic material (OM), elemental carbon (EC), sulfate (SO4), water associated with sulfate and ash when combusting fuel with different sulfur contents (Buhaug et al., 2009)



**Table 14** Relative reduction potential of LAC (EC+OM+ash) and EC. Emission factors when using HFO and after switching to MGO when black carbon is defined as LAC or EC respectively.

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor HFO [g/kWh]	Emission factor MGO [g/kWh]
LAC	76 %	0 %	100%	41 %	0.335	0.199
EC	76 %			76 %	0.040	0.010

### 3.4.2. Costs used for MAC estimation

The costs, which the estimation of MAC is based on, are given in Table 15. It should be kept in mind that the energy content of HFO is 40.0 MJ/kg and for MGO 42.7 MJ/kg (Dr.-Ing. Wild, 2005). A specific fuel oil consumption of 180 g/kWh should be used for MGO, while 190 g/kWh should be applied for HFO (Hans Otto Holmegaard Kristensen, pers. comm, April 1<sup>st</sup> 2014).

**Table 15** Costs and fuel penalty when changing from HFO to MGO

Fuel switch	
HFO cost [USD/mt]*	578
MGO [USD/mt]*	887
HFO SFOC [g/kWh]	190
MDO SFOC [g/kWh]	180
Fuel penalty [USD]**	-
MGO chiller CAPEX (incl. inst.) [USD/kW]***	13
MGO chiller fuel penalty [%] ***	0.3
MGO Chiller Lifetime [years]***	Same as vessel
Off-hire days	10

\*Rotterdam prices April 24th 2014

\*\*Fuel penalty expressed as the increased fuel costs when changing from HFO to MGO taking the different specific fuel oil consumptions into account and thus different annual fuel consumptions.

\*\*\* From Stuer-Lauridsen et al. (2012)



## 4. Example ship

In this study a specific example ship from the fleet operating in the Arctic is used to estimate the base parameters related to reducing BC emissions by retrofitting scrubbers, diesel particulate filters or switching fuel from heavy fuel oil (HFO) to marine gas oil (MGO).

Different baseline parameters are described in the following, which will be used in the estimation of MAC and the sensitivity analyses. Two other important factors, which may influence the cost effectiveness of the technologies, are the definition of black carbon and whether discharge from the open loop scrubber is allowed. OPRF has developed for a baseline scenario that black carbon is defined as light absorbing carbonaceous compounds (LAC) and also it is assumed that the use of open loop scrubbers is allowed in the Arctic. However, the impact on the MAC will be estimated for the scenario where black carbon is defined as elemental carbon (EC) and a scenario where open loop scrubbers are not allowed in the Arctic. These scenarios are further described in this chapter.

Finally, it should be mentioned that the global SO<sub>x</sub> cap of 0.5 %, which will be implemented in 2020 or 2025, will enforce a fuel switch or use of proper technology, such as scrubber. However, the impacts of the implementation of the global sulfur cap on the MAC of black carbon abatement technologies are not part of this study scope.

The chosen example ship is representative of a ship type and size that spend most of its time in Arctic, has a high consumption of energy and could be operating in international traffic. The chosen cargo carrier (Table 16; Figure 10) spent 8,378 hours in the Arctic during 2013 and the energy consumption was 94,253,206 kWh. As a baseline the time spent in the Arctic is in this study set to 8,760 hours (a full year) and the energy consumption of the ship is proportionally adjusted to correspond to a full year operation in the Arctic.

Table 16 Data of specific example ship

MMSI / IMO	273310730 / 9330836
Ship type	Cargo
Year built	2006
Ship size range [GT]	10,000-30,000
Installed engine power [kW]	19,950
Nominal speed [kn]	12.5
Energy consumption/year [kWh]	97,542,702 (adjusted from 94,253,206 kWh)
Operating time in the Arctic [hours]	8,760 (adjusted from 8,378)
Average power [kW]	11,251
Average load*	56%

\* The average load also include the time the ship is at port.

### 4.1. Off-hire rate

The off-hire rate, which is used to calculate the loss from having the vessel off the market during the time it takes to install a given technology on the example vessel is 18,000 USD/ day. This figure

**Figure 10** Specific example ship with  
MMSI number: 273310730

is based on the off-hire rates in the IMO report by Stuer-Lauridsen et al. (2012) for a bulk carrier of 15 MW, which is assumed to be approximately the same as for the example ship in this study.



## 5. Marginal Abatement Costs

The marginal abatement costs expressed as the NPV cost per gram of reduced black carbon have been calculated for each technology for the specific example ship. The costs have been calculated for the diesel particulate filter, fuel switch and scrubber, including open loop scrubber and hybrid scrubber on open loop mode and closed loop mode. Sensitivity analyses have been conducted on several parameters influencing the marginal abatement costs. Furthermore two kinds of black carbon definitions have been used, namely light absorbing carbonaceous compounds (LAC) and elemental carbon (EC).

### 5.1. Methodology

Based on specifications of an example ship the marginal abatement cost for each of the abatement technologies has been calculated (Appendix 1). The technologies comprise DPF, fuel switch and scrubbers, including open loop scrubber, and hybrid scrubber on open loop mode and closed loop mode. In this context, the marginal abatement cost reflects the cost per gram of reduced emissions of black carbon. The additional costs associated with each technology include CAPEX, installation of technologies and off-hire, OPEX, fuel costs, and NaOH for close loop scrubber mode. All prices are stated in 2014-level. In case of input data in other price levels, the net price index from Statistics Denmark have been used to translate prices into 2014-level.

The technologies are installed in 2016. The additional cost associated with each type of technology has been calculated in each year of the residual lifetime of the example ship. Equivalently, the reduction in emissions of black carbon has been calculated in each year of the residual lifetime of the ship for each technology. It takes up to 20 days to install the technologies. The specific installation period for each technology can be found in table 2, Appendix 2. The ship does not operate during the installation period, and therefore we adjust the fuel and NaOH consumption and the OPEX in the installation year according to the installation period for each specific technology. We calculate the present value of the costs and reduced emissions to take into account, that cost and emissions encountered today weigh heavier than costs and emissions encountered in the future. The marginal abatement cost for each technology is given as the ratio of the present values of costs and reduced emissions. We use 2014 as the evaluation year for the calculation of the present values.

#### 5.1.1. CAPEX and installation costs

The CAPEX (Capital expenditure) covers the purchase of each technology. The cost and duration of the installation varies depending on the technology. We include a daily off-hire rate in the total cost for each day the ship is not operating. Appendix 2 (Table 1) shows CAPEX incl. installation cost used in the central scenario.

The lifetime of the diesel particulate filter (DPF) is likely to be lower than the ship residual lifetime. However, the data on OPEX regarding the diesel particulate filter (DPF) includes cost of reinstalling the filters. Therefore we only include CAPEX and installation cost in the initial year. Appendix 2 (Table 2) shows the lifetime for each technology.

Installing on new ships is still a limited experience. For wet scrubbers, i.e. the technology with the largest knowledge base, it is reported as a general rule that 75% of the total CAPEX costs in retrofitting are installation costs. Reportedly, these costs may be lowered significantly in new ships, but shipyards are reluctant to provide useful information on this matter.

### 5.1.2. OPEX

The OPEX (Operating expenditure) varies across technologies and depends on the average power of the ship and the time operating in The Arctic Regions. Appendix 2 (Table 3) shows OPEX for each technology used in the central scenario. The OPEX is adjusted in the year of installation according to the installation period for each of the technologies.

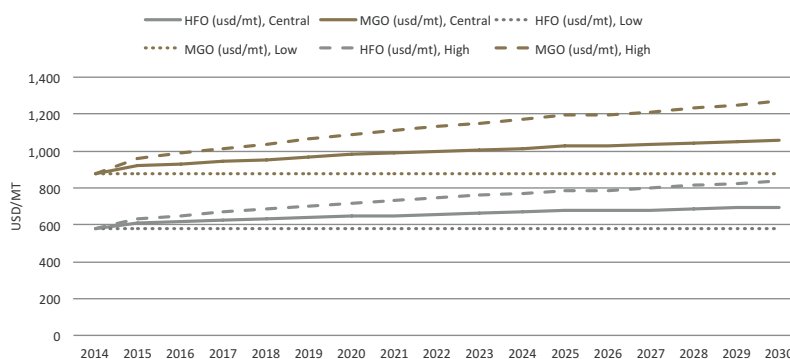
### 5.1.3. Fuel costs

A fuel penalty is associated with each of the five technologies considered. In addition, the price difference between MGO and HFO is potentially large, which will also affect the fuel cost, when considering the fuel switch technology. The fuel penalties are stated in table 4.

Using data from the Port of Rotterdam from January 23, 2014 to April 23, 2014 (Bunkerworld, 2014), we have calculated an average 2014 price for the two types of fuel. We calculate the price development for HFO (IFO380) and MGO from 2014 to 2028 based on the International Energy Agency's forecasts for crude oil price from the World Energy Outlook (IEA, 2007). We have used the expected price development for crude oil to forecast the price development for HFO (IFO380) and MGO until 2028.

Table 6 shows fuel prices for 2014. We adjust the fuel consumption in the year of installation according to the installation period for each of the technologies. We operate with a high and low fuel price in the sensitivity analyses. In the scenario with low fuel prices, we assume that the fuel prices remain constant. In the scenario with high fuel prices, we assume that the fuel prices increase two times the rate used in the baseline scenario.

Figure 11 High and low fuel price developments until 2028.



### 5.1.4. NaOH cost

When operating with a hybrid scrubber in closed loop mode, ships consume NaOH. We use a constant price for NaOH in the entire period of 157 USD/m<sup>3</sup>. In the sensitivity analyses, we describe the impact of the price of NaOH by calculating the marginal abatement cost using a high and low price of NaOH respectively. We adjust the consumption of NaOH in the year of installation according to the installation period for each of the technologies.

**Table 17** Parameters used in the calculation of marginal abatement costs (MAC)

### 5.1.5. Emissions

We have calculated the marginal abatement cost of two definitions of black carbon, namely light absorbing carbonaceous compounds (LAC) and elemental carbon (EC). The definition of black carbon has a great impact on the cost of reduction. In Appendix 2,

Table 7: EC abatement factors (g/kWh) and table 8 contain the abatement factors for EC and LAC. We adjust the emissions in the year of installation according to the installation period for each of the technologies.

### 5.2. Base parameters

The marginal abatement costs (MAC) of reducing black carbon will be calculated for the different technologies retrofitted on the example ship and a number of base parameters obtained are presented here. The lifespan of a vessel is approximately 30 years (Mikelis, 2010) and the average age of the global fleet was 20 years in 2013 (UNCTAD, 2013). Assuming that these numbers are also valid for the fleet operating in the Arctic, the residual lifetime of the vessels are set to 10 years as baseline. The MAC will be calculated based on black carbon emissions, abatement potentials of the technologies, costs of the technologies and the parameters given in Table 17. As baseline a discount rate of 5% has been used. We base this choice on a survey of international research. All studies included in the survey use a discount rate between 2.5% and 8%, and most use a discount rate between 4.5% and 6% (HEATCO, 2005).

Element	Assumption
Evaluation year (year of NPV calculation)	2014
Price year	2014
Currency	USD
Discount rate	5%
First year of technology	2016
Time period	The residual lifetime of the vessels

**Table 18** Parameters that will affect the black carbon emission and the cost effectiveness of the abatement technologies

### 5.3. Sensitivity towards base parameters, black carbon definition and “no discharge” - scenario

Several parameters included in the calculations of the MAC may have profound influence on the cost effectiveness of the abatement technologies, e.g. the melting of the Arctic sea ice will affect the accessibility and hence the traffic volume in the Arctic.

The fuel prices may be affected by supply and demand, political unrest, and the development of green technologies, while environmental legislation in the Arctic will affect the use of certain technologies. For this reason the sensitivity towards fuel prices, discount rate, time operating in the Arctic, and the residual lifetime of the ship is analyzed (Table 18).

Sensitivity parameter	Low	Base line condition	High
HFO price [USD/t]*	See Figure 11	578	See Figure 11
MGO price [USD/t]*	See Figure 11	887	See Figure 11
Ship residual lifetime [years]	5	10	15
Time operating in the Arctic [hours]	4380 **	8760	-
Discount rate	-	5%	8 %

**Table 19** Two scenarios on scrubbers

\*Rotterdam prices April 24th 2014, \*\*Corresponding to 6 months operation

As baseline scenario in this study it is allowed to use open loop scrubber in the Arctic, but the MAC under the change scenario where a “no discharge area” is implemented and only closed loop mode can be used is also estimated. This change scenario will only affect the MAC of the scrubber (Table 19).

Scenario Open	Scenario Closed
Open loop scrubber is allowed	Only closed loop scrubber mode

### 5.3.1. Black carbon definition and emission factor

As mentioned earlier, the definition of black carbon is another very important factor. Black carbon can be defined in a various ways (see e.g. BLG17/INF.7), as elemental carbon (EC), operationally or functionally, and one is as the light absorbing carbonaceous compounds (LAC). LAC includes both black carbon and brown carbon, which is the part of organic carbon with light absorbing capacities (Andreae & Gelencsér, 2006). In this study LAC is defined as the sum of elemental carbon (EC), organic matter (OM) and ash for which OPRF have provided the base emission factors used in this study (Table 20).

**Table 20** Emission factors of organic matter (OM), elemental carbon (EC), ash and LAC (OM+EC + ash) from a laboratory two stroke engine running on HFO (2.7 % S)

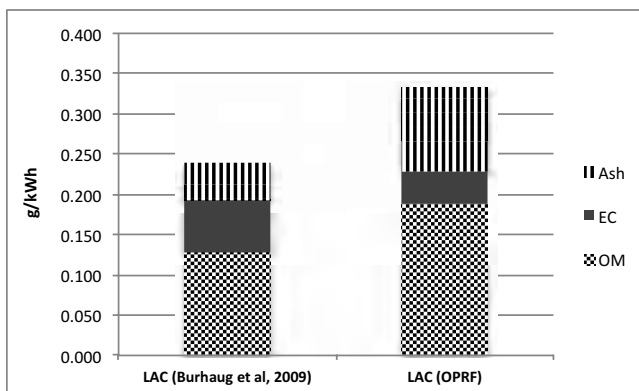
Particle	Emission factor [g/kWh]
Organic matter (OM)	0.189
Elemental Carbon (EC)	0.040
Ash	0.105
LAC (OM+EC+Ash)	0.335

Germanischer Lloyd in 2007 conducted a study and found the BC emissions in kg/ton of fuel from a laboratory two-stroke engine as referenced in table 7.20 in Buhaug et al. (2009). These emissions have been converted to g/kWh by using a specific fuel consumption (SFOC) of 190 g/kWh (Table 21). The total LAC emission presented by Buhaug et al. (2009) is approximately 28 % lower than the emissions in table 9 due to lower emissions of OM and ash, and the emission factor of EC is approximately 62 % higher (Figure 12).

**Table 21** Emission factors of organic matter (OM), elemental carbon (EC), ash and LAC (OM+EC + ash) from a laboratory two stroke engine running on HFO (2.7 % S)

Particle	Emission factor [kg/ton fuel] (Buhaug et al., 2009)	Emission factor [g/kWh], modified from (Buhaug et al., 2009)
Organic matter (OM)	0.670	0.127
Elemental Carbon (EC)	0.340	0.065
Ash	0.250	0.048
LAC (OM+EC+Ash)	1.260	0.239

**Figure 12** LAC emissions used in this study (OPRF) and LAC emissions as modified from results from Buhaug et al. (2009)



Black carbon can also be defined only as elemental carbon (EC). EC is the carbon that is oxidized above a specific temperature level only when oxygen is available (Andreae & Gelencsér, 2006; Birch & Cary, 1996). The scenario where black carbon is defined only as EC is analyzed and the MACs for the different technologies based on this definition are estimated (Table 22). The emission factor used in this scenario is 0.040 g/kWh. Lastly, it should be mentioned that also the load may have an effect on black carbon emissions and reduction potentials, but this will not be further discussed in this study.

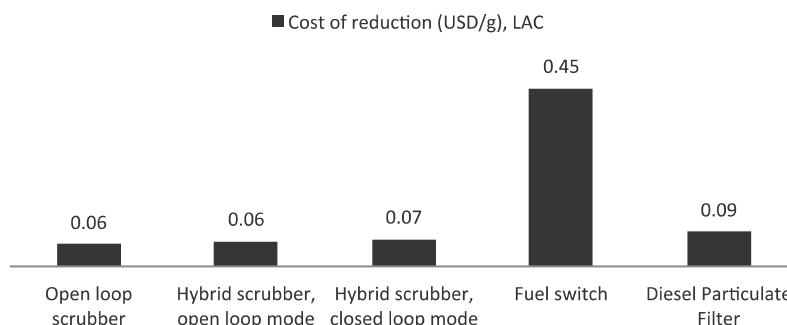
**Table 22** Baseline definition and alternative definition of black carbon

Base line definition of black carbon	Alternative definition of black carbon
LAC (EC + OM + Ash)	Only EC

### 5.4. Comparison of the MAC of the technologies

The marginal abatement costs for each technology when using central estimates of input parameters are given in Figure 13 with black carbon defined as LAC. The open loop scrubber has the lowest MAC of 0.06 USD/g. The hybrid scrubber operating on closed loop mode is a little more expensive than the open loop scrubbers due to the NaOH consumption. The DPF is only a little more expensive than the scrubbers (0.09 USD/g), whereas the fuel switch has the highest MAC by far. The large price difference between HFO and MGO fuel is the reason for the particularly high marginal abatement cost for the fuel switch. It should be noted that the DPF is assumed to work in combination with HFO. If this is not the case and MGO must be used, the DPF will obviously have a much higher MAC.

**Figure 13** Marginal abatement costs of scrubbers, including open loop scrubber and hybrid scrubber on open and closed loop mode, fuel switch and diesel particulate filter (USD/g), with black carbon defined as LAC.



### 5.5. Sensitivity analyses (LAC)

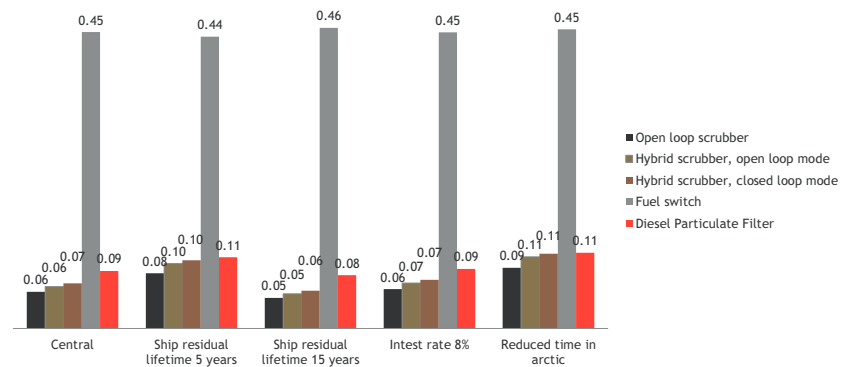
Sensitivity analyses have been conducted on several parameters, which is illustrated in Appendix 3. Figure 14, Figure 15, Figure 16, and Figure 17 show the marginal abatement costs, when we define

black carbon as LAC. In each chart, the central scenario is compared to a number of alternative scenarios where some parameters are changed.

In Figure 14 the central scenario is compared to scenarios with reduced and increased ship residual lifetime, a higher discount rate and reduced time in the Arctic. The marginal abatement costs for the three types of scrubbers and the DPF all increase, when the ship residual lifetime is lower, since the CAPEX and installation costs constitute a substantial part of the cost associated with these technologies. Conversely, the marginal abatement cost of the fuel switch decrease in this scenario because the price difference between HFO and MGO increase over time. The scenario with increased ship residual lifetime shows the exact opposite results with decreased marginal abatement costs for scrubbers and DPF and an increase for fuel switch.

In the scenario with a higher discount rate, the marginal abatement costs increase slightly for all technologies since a relatively large share of the cost is in the initial year, whereas the emissions are evenly spread over the ship residual lifetime with the smallest emission in the initial year. The results for the scenario, where we reduce the operating in The Arctic Regions, resemble the results for the lower residual lifetime with higher marginal abatement cost for the scrubbers and the DPF.

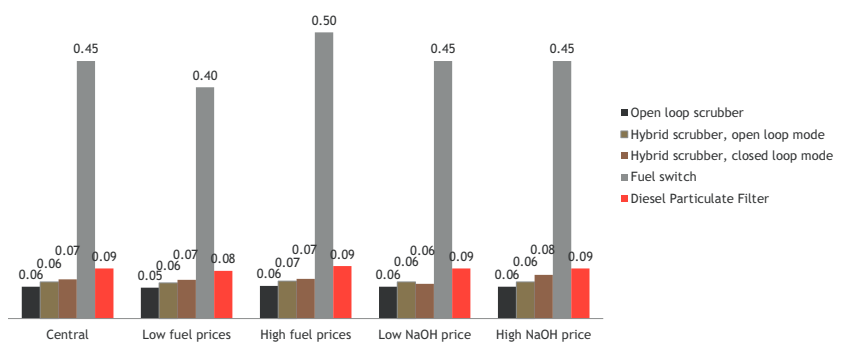
**Figure 14** Cost of reduction (USD/g), LAC. Scenarios: reduced and extended residual lifetime of 5 and 15 years, respectively, high discount rate of 8 %, and reduced time in Arctic of 4,380 hours corresponding to six months.



In Figure 15 the central scenario to a scenario is with low and high fuel prices and low and high NaOH prices. In the scenario with high fuel prices the price difference between HFO and MGO fuel increase more over time than in the central scenario. This is reflected in increased marginal abatement cost for the fuel switch. In the low fuel prices scenario, the fuel prices are kept constant over time. This lowers the marginal abatement cost for the fuel switch technology. The changes in the price of NaOH only influence the hybrid scrubber in closed loop mode. In the scenario with a low NaOH price, the marginal abatement cost for the hybrid scrubber in closed loop mode is lower than the hybrid scrubber in open loop mode, due to a lower fuel penalty. The open loop scrubber has the lowest marginal abatement cost of the three types of scrubbers in all scenarios. Correspondingly, the hybrid scrubber in closed loop mode is the type of scrubber with the highest marginal abatement cost, except in the scenario with a low NaOH.

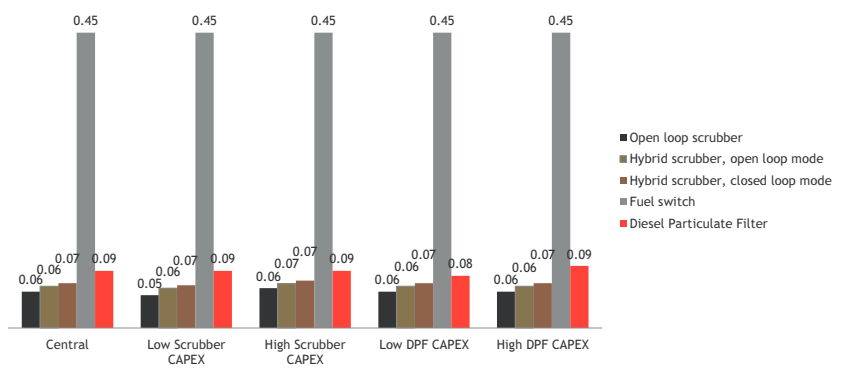


**Figure 15** Cost of reduction (USD/g), LAC. Scenarios: refer to Figure 11 for low and high fuel prices, low and high NaOH costs of 52 and 262 USD/m<sup>3</sup>.



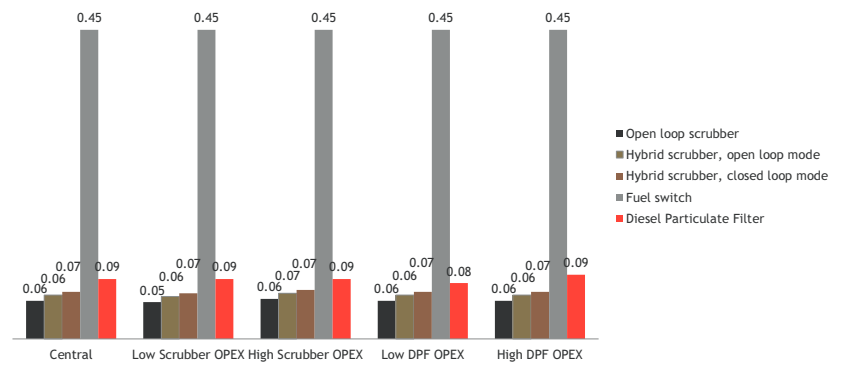
In Figure 16 the central scenario to a scenario is compared with low and high CAPEX for the three types of scrubbers and low and high CAPEX for the DPF. The changes in CAPEX for the various technologies naturally raise and lower the marginal abatement cost for the relevant technologies, but it does not change the ranking of the technologies with respect to the marginal abatement cost.

**Figure 16** Cost of reduction (USD/g), LAC. Scenarios: low and high CAPEX incl. installation for open loop/hybrid scrubber of 3.7/5.1 and 5.1/6.0 mio. USD and low and high CAPEX for DPF of 1.7/3.1 mio. USD.



In Figure 17 the central scenario to a scenario is compared with low and high OPEX for the three types of scrubbers and low and high OPEX for the DPF. The changes in OPEX change the marginal abatement cost very little.

**Figure 17** Cost of reduction (USD/g), LAC. Scenarios: high and low OPEX for scrubber of 3.9 and 10.8 USD/kW per year and high and low OPEX for DPF of 15.3 and 28.5 USD/kW per year.



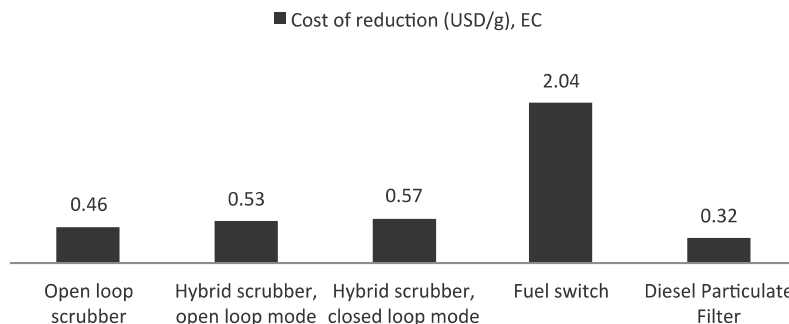
**5.6. Cost related to black carbon definition**

Figure 18 shows the MAC of the different technologies when black carbon is defined as EC. When this figure is compared to the MAC in Figure 11, it is clear that the definition of black carbon has a

**Figure 18** Marginal abatement costs of scrubbers, including open loop scrubber and hybrid scrubber on open and closed loop mode, fuel switch and diesel particulate filter (USD/g), with black carbon defined as EC.

great impact on the cost of reduction. The technology with the lowest MAC is the open loop scrubber when using LAC-definition, whereas the DPF is the technology with the lowest MAC when using the EC-definition.

The LAC-definition is broader than the EC definition, and thus the reduction in emissions is larger for all technologies. The cost of the technologies is the same regardless of the definition of black carbon. Therefore, the marginal abatement cost, which is the present value of the cost divided by the reduction in emissions, is lower for all technologies when using the LAC definition compared to the EC definition. In addition, the fuel switch and diesel particulate filter reduce the emissions the most per kWh, when using the EC-definition, whereas the two technologies reduce the emissions the least per kWh when using the LAC-definition.

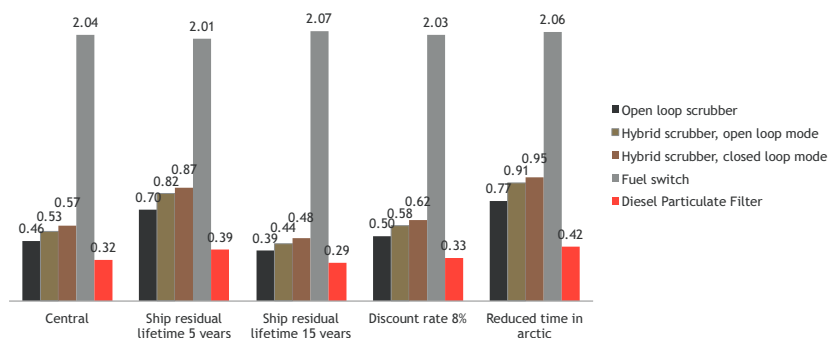


The marginal abatement cost for the DPF is higher than for the three types of scrubbers when the LAC-definition of black carbon is used. When the EC-definition is used, the marginal abatement cost of the DPF is the lowest of all the technologies. This is due to the DPF having the highest abatement factors with respect to EC, whereas it has the lowest abatement factors with respect to LAC (Appendix 2). The relative reduction by DPF when black carbon is defined as EC is higher compared to the LAC-definition. The fuel switch has the highest marginal abatement cost regardless of the definition of black carbon.

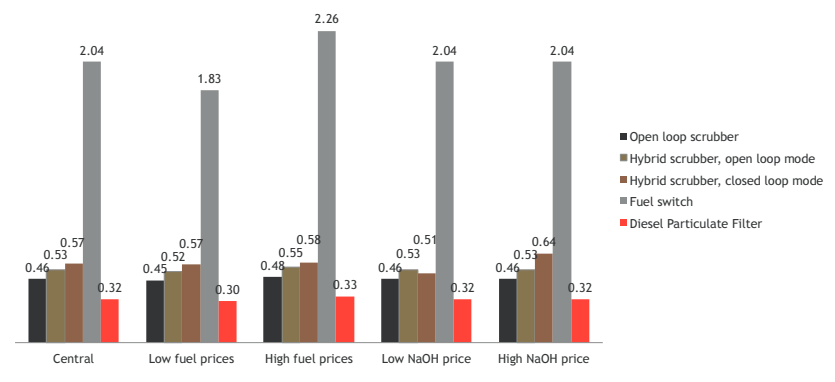
### 5.7. Sensitivity analyses (EC)

The following provides the charts showing sensitivity analyses conducted when black carbon is defined as EC.

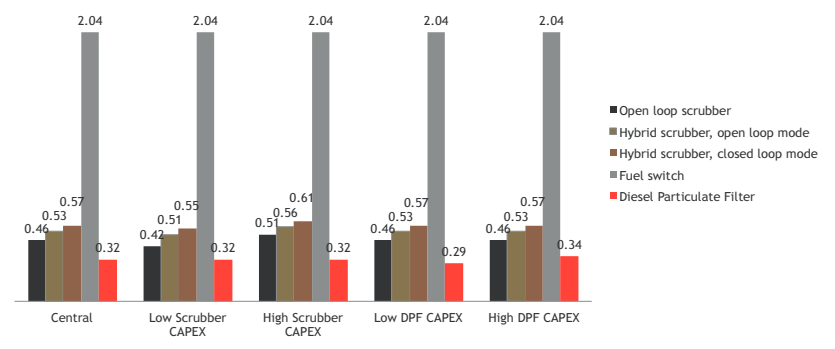
**Figure 19** Cost of reduction (USD/g), EC. Scenarios: reduced and extended residual lifetime of 5 and 15 years, respectively, high discount rate of 8 %, and reduced time in Arctic of 4,380 hours corresponding to six months.



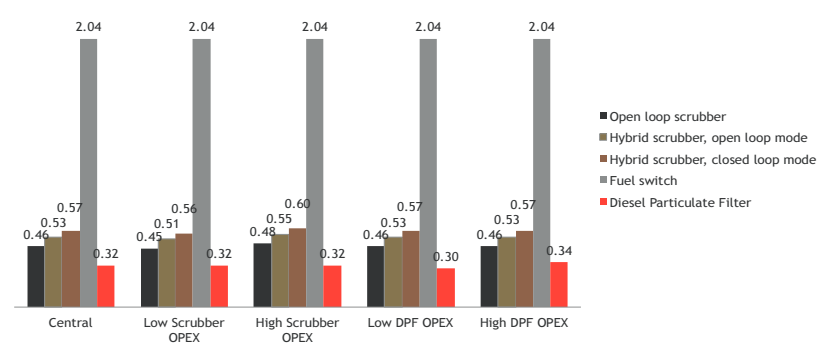
**Figure 20** Cost of reduction (USD/g), EC. Scenarios: refer to figure 11 for low and high fuel prices, low and high NaOH costs of 52 and 262 USD/m<sup>3</sup>.



**Figure 21** Cost of reduction (USD/g), EC. Scenarios: low and high CAPEX incl. installation for open loop/hybrid scrubber of 3.7/5.1 and 5.1/6.0 mio. USD and low and high CAPEX for DPF of 1.7/3.1 mio. USD.



**Figure 22** Cost of reduction (USD/g), EC. Scenarios: high and low OPEX for scrubber of 3.9 and 10.8 USD/kW per year and high and low OPEX for DPF of 15.3 and 28.5 USD/kW per year.



## References

ABS (1984), Notes on heavy fuel oil, assessed online February 24<sup>th</sup> 2014, available at [http://www.eagle.org/eagleExternalPortalWEB/ShowProperty/BEA%20Repository/Rules&Guides/Current/31\\_HeavyFuelOil/Pub31\\_HeavyFuelOil](http://www.eagle.org/eagleExternalPortalWEB/ShowProperty/BEA%20Repository/Rules&Guides/Current/31_HeavyFuelOil/Pub31_HeavyFuelOil)

ABS, 2013, Exhaust Gas Scrubber Systems, American Bureau of Shipping, available online January 20 2014: [http://www.eagle.org/eagleExternalPortalWEB/appmanager/absEagle/absEagleDesktop?\\_nfpb=true&\\_pageLabel=abs\\_eagle\\_portal\\_publications\\_Env\\_page](http://www.eagle.org/eagleExternalPortalWEB/appmanager/absEagle/absEagleDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=abs_eagle_portal_publications_Env_page)

residual <http://www.alfalaval.com/industries/marine/oil-treatment/Documents/PureSOx%20product%20brochure.pdf>

AMAP, 2011, 'The Impact of Black Carbon on Arctic Climate (2011)', By: P.K. Quinn, A. Stohl, A. Arneth, T. Berntsen, J. F. Burkhardt, J. Christensen, M. Flanner, K. Kupiainen, H. Lihavainen, M. Shepherd, V. Shevchenko, H. Skov, and V. Vestreng. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo. 72 pp.

Andreae & Gelencsér, 2006, Black carbon or brown carbon? The nature of light-absorbing carbonaceous aerosols, Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, 6, 3419-346

Antarctic & Southern Ocean Coalition (ASOC), Earthjustice, Friends of the Earth International (FOEI); International Fund for Animal Welfare (IFAW), Oceana, Pacific Environment, WWF, 2011, Proposals for provisions for inclusion in an environmental protection chapter of the mandatory Polar Code, accessed online 14/2/2014 at <http://www.sjofartsdir.no/PageFiles/7937/Polar%20Code%20Workshop%20eNGO%20Briefing%20Sept%202012.pdf>

Arctic Council, 2011, 'An Assessment of Emissions and Mitigation Options for Black Carbon', Technical Report of the Arctic Council Task Force on Short-Lived Climate Forcers, accessed November 2012 from: <http://www.arctic-council.org/index.php/en/environment-climate/climate-change/172-slcf>

Birch, M. E. & Cary, R. A., 1996, 'Elemental Carbon-based method for Occupational Monitoring of Particulate Diesel Exhaust: Methodology and Exposure Issues', The Analyst, Vol. 121, issue 9, pp. 1183-1190.

Boer, Ed, 2011, Instruments to reduce pollutant emissions of the existing inland vessel fleet, Position paper for international workshop "Emissions from the legacy fleet", November 2011, Delft

Bond, T.C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Berntsen, T., DeAngelo, B. J., Flanner, M. G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P. K., Sarofim, M. C., Schultz, M. G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., Bellouin, N., Guttikunda, S. K., Hopke, P. K., Jacobson, M. Z., Kaiser, J. W., Klimont, Z., Lohmann, U., Schwarz, J. P., Shindell, D., Storelvmo, T., Warren, S. G., Zender, C. S., 2013, 'Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment', Journal of Geophysical Research: Atmospheres.

Bond, TC., Bergstrom, RW., 2006, Light Absorption by Carbonaceous Particles: An Investigative Review, *Aerosol Science and Technology*, 40:1, 27-67, doi: 10.1080/02786820500421521

Buhaug, Ø, Corbett, JJ, Eyring, V, Endresen, Ø, Faber, J, Hanayama, S, Lee, DS, Lee, D, Lindstad, H, Markowska, AZ, Mjelde, A, Nelissen, D, Nilsen, J, Pålsson, C, Wanqing, W, Winebrake, J, Yoshida, K, 2009, Second IMO GHG Study 2009, accessed January 12<sup>th</sup>, available online [http://www.imo.org/blast/blastDataHelper.asp?data\\_id=27795](http://www.imo.org/blast/blastDataHelper.asp?data_id=27795)

Bunkerworld, 2014, assessed online 24th of April 2014, available at [www.bunkerworld.com](http://www.bunkerworld.com)

Corbett, JJ, Lack, DA, Winebrake, JJ, Harder, S, Silberman, JA, Gold, M, 2010a, Arctic Shipping emissions inventories and future scenarios, *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 9689-9704, doi: 10.5194/acp-10-9689-2010

Corbett, JJ, Winebrake, JJ, Green, EH, 2010b, An assessment of technologies for reducing regional short-lived climate forcers emitted by ships with implications for Arctic shipping, *Future Science, Carbon Management* (2010), 1(2), 207-225

Danish EPA, 2013, Udvikling af partikelfiltre til skibe (Development of particle filters for ships), Danish EPA, Miljøprojekt nr. 1457, 2013, accessed online April 4<sup>th</sup> 2014, available at <http://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2013/jan/filter-udviklet-i-danmark-nedsaetter-faergers-partikeludslip/>

DNV, 2010, Shipping across the Arctic Ocean, accessed January 27<sup>th</sup>, available online [http://www.dnv.com/binaries/shipping%20across%20the%20arctic%20ocean%20position%20paper\\_tcm4-434419.pdf](http://www.dnv.com/binaries/shipping%20across%20the%20arctic%20ocean%20position%20paper_tcm4-434419.pdf)

DNV, 2013, HFO in the Arctic – phase 2, Det Norske Veritas, accessed online April 3<sup>rd</sup> 2014, available at [http://www.pame.is/images/2014/AMSA/Agenda%205.2.1%20AMSA%20follow-up-%20HFO%20in%20the%20Arctic%20Phase%20II%20final%20report%20by%20DNV-signed\\_S.pdf](http://www.pame.is/images/2014/AMSA/Agenda%205.2.1%20AMSA%20follow-up-%20HFO%20in%20the%20Arctic%20Phase%20II%20final%20report%20by%20DNV-signed_S.pdf)

Dr. -Ing. Yves Wild, 2005, Determination of energy cost of electrical energy on board sea-going vessels, accessed online April 1<sup>st</sup> 2014, [http://www.effship.com/PartnerArea/MiscPresentations/Dr\\_Wild\\_Report.pdf](http://www.effship.com/PartnerArea/MiscPresentations/Dr_Wild_Report.pdf)

Emissions Retrofit Group, 2012, Clean diesel applications, assessed online March 2<sup>nd</sup> 2014, available at <http://www.emissionsretrofit.com/products/diesel-particulate-filters/>

Europa, 2013, Nedbringelse af forureningen fra lette køretøjer, Europa Resumé af EU-lovgivningen, assessed online January 9<sup>th</sup> 2014, available at [http://europa.eu/legislation\\_summaries/environment/air\\_pollution/l28186\\_da.htm](http://europa.eu/legislation_summaries/environment/air_pollution/l28186_da.htm)

HEATCO, 2005, Deliverable 2. State-of-the-art in project assessment, accessed online May 28<sup>th</sup> 2014, available at <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/hd2final.pdf>

HUSS, 2014, Particulate Filters (DPF), assessed online March 3<sup>rd</sup>, 2014, available at [http://www.hussgroup.com/huss-umwelt/us/products/particulate\\_filters\\_DPF\\_CARB.php](http://www.hussgroup.com/huss-umwelt/us/products/particulate_filters_DPF_CARB.php)

IMO 2014, Development of a mandatory code for ships operating in the polar waters, report of working group, SDC 1/WP.4, 24th of January 2014, International Maritime Organization

Ingeniøren, 2013, Håndbygget filterkasse fjerner 93 procent af partiklerne fra Ærøfærgen (In English: Custom made filter box removes 93% of particles on Ærø ferry), accessed online April 7<sup>th</sup> 2014, available at <http://ing.dk/artikel/haandbygget-filterkasse-fjerner-93-procent-af-partiklerne-fra-aeroefaergen-158388>

IEA (International Energy Agency, 2007, World Energy Outlook 2007, OECD/IEA, Paris.

IPCC, 2007, 'Climate Change 2007: Synthesis Report', Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel 81 on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)], IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

Lack, DA & Corbett, JJ, 2012, Black carbon from ships: a review of the effects of ship speed, fuel quality and exhaust gas scrubbing, Atmos. Chem. Phys., 12, 3985-4000

Lauer, P, 2012, On the experience of first DPF operation at a medium speed 4-stroke Diesel engine on board a commercial ocean going vessel, MAN Diesel & Turbo, assessed online March 15<sup>th</sup> 2014, available at [http://www.exisab.com/Docs/Conferences/ETH\\_Nanoparticle\\_2012/Lauer.pdf](http://www.exisab.com/Docs/Conferences/ETH_Nanoparticle_2012/Lauer.pdf)

Liu, Z G, Berg, DR & Schauer, JJ, 2008, Detailed Effects of a Diesel Particulate Filter on the Reduction of Chemical Species Emissions, assessed March 3<sup>rd</sup>, available at [http://www.google.dk/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CDkQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.researchgate.net%2Fpublication%2F256196434\\_Detailed\\_effects\\_of\\_a\\_diesel\\_particulate\\_filter\\_on\\_the\\_reduction\\_of\\_chemical\\_species\\_emissions%2Ffile%2F504635221646a86e0e.pdf&ei=j6E-U47XE-GA4gS-koHwCQ&usg=AFQjCNFHpFA-B6lzoSF7FILtEM5xcKL\\_Kg&bvm=bv.64125504,d.bGE](http://www.google.dk/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CDkQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.researchgate.net%2Fpublication%2F256196434_Detailed_effects_of_a_diesel_particulate_filter_on_the_reduction_of_chemical_species_emissions%2Ffile%2F504635221646a86e0e.pdf&ei=j6E-U47XE-GA4gS-koHwCQ&usg=AFQjCNFHpFA-B6lzoSF7FILtEM5xcKL_Kg&bvm=bv.64125504,d.bGE)

Lloyd's Register, 2012, Understanding exhaust gas treatment systems, accessed February 6<sup>th</sup>, available at <http://www.lr.org/sectors/marine/documents/240772-understanding-exhaust-gas-treatment-systems.aspx>

Majewski, A, 2001, Dieselnets, Diesel Particulate Filters, assessed online March 1<sup>st</sup> 2014, available at <http://courses.washington.edu/cive494/DPF.pdf>

Man Diesel & Turbo (2010), Operation on Low-Sulphur Fuels, accessed online January 14<sup>th</sup> 2014, available at [http://www.mandieselturbo.com/files/news/files/15012/5510-0075-00ppr\\_low.pdf](http://www.mandieselturbo.com/files/news/files/15012/5510-0075-00ppr_low.pdf)

Mikelis, 2010, United Nations Conference on Trade and Development, IMO, accessed online March 31<sup>st</sup> 2014, <http://www.imo.org/KnowledgeCentre/PapersAndArticlesByIMOSTaff/Documents/UNCTAD%20on%20the%20Hong%20Kong%20Convention%20-%20N%20Mikelis.pdf>

Mitsui, OSK, 2012, MOL Introduces Technology to Eliminate Particulate Emissions from Vessels - Announces demonstration test of Diesel Particulate Filter, assessed online January 9<sup>th</sup> 2014, available at <http://www.mol.co.jp/en/pr/2012/12009.html>

		DRAFT FINAL	SHIPPING TRAFFIC IN THE ARCTIC - TECHNOLOGY REVIEW AND COST SCENARIOS REGARDING
37	LITEHAUZ	May 2014	BLACK CARBON REDUCTION

NaKIM, Danish Technological Institute, FORCE Technology, University of Copenhagen, Alfa Laval Aalborg A/S (2012), Characterization of the effect of the scrubber system installed on Ficaria Seaways, Project report within the project of NaKIM, available online 16 January 2014 at: [http://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=7&ved=0CE4QFjAG&url=http%3A%2F%2Fwww.nakim.dk%2Froot%2Fmedia%2F51049\\_Characterization%2520of%2520the%2520effect%2520of%2520the%2520scrubber%2520system%2520installed%2520on%2520Ficaria%2520Seaways.pdf&ei=bS3dUsi\\_FZHW4ATIpoGAAG&usg=AFQjCNHufN8\\_pHSehhMx00OGCt5VCb6-gw&sig2=BVuaCIEfAHjtDTU7C05-9Q&bvm=bv.59568121,d.bGE](http://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=7&ved=0CE4QFjAG&url=http%3A%2F%2Fwww.nakim.dk%2Froot%2Fmedia%2F51049_Characterization%2520of%2520the%2520effect%2520of%2520the%2520scrubber%2520system%2520installed%2520on%2520Ficaria%2520Seaways.pdf&ei=bS3dUsi_FZHW4ATIpoGAAG&usg=AFQjCNHufN8_pHSehhMx00OGCt5VCb6-gw&sig2=BVuaCIEfAHjtDTU7C05-9Q&bvm=bv.59568121,d.bGE)

Nextgreencar, 2014, Car emissions, EU vehicle emissions standards, available online 23 May 2014 at <http://www.nextgreencar.com/caremissions.php>

Perovich, D., Meier, W., Tschudi, M., Gerland, S., Richter-Menge, J., 2012, 'Sea Ice', Arctic Report Card, accessed 13 June 2013 from: [http://www.arctic.noaa.gov/reportcard/sea\\_ice.html](http://www.arctic.noaa.gov/reportcard/sea_ice.html).

Smith and Stevenson, 2013, 'New Trans-Arctic shipping routes navigable by midcentury', Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, vol.10 no.13, doi: 10.1073/pnas.1214212110, available online 18/2/2014: <http://www.pnas.org/content/110/13/E1191/1>

Stuer-Lauridsen, F, Lack, D, Elliot, R, Overgaard, SB, Kristensen, D, 2012, Investigation of appropriate control measures (abatement technologies) to reduce black carbon emissions from international shipping – study report, IMO.

Tsuda M, Yamanishi, D, Maeda, K, 2013, Development of DPF with a Regenerator for Marine Diesel Engines, International Council on Combustion Engines, CIMAC conference, Shanghai, paper no. 225.

UNCTAD, 2013, Review of Maritime Transport 2013, United Nations Conference on Trade and Development, accessed online March 28<sup>th</sup> 2014 online [http://unctad.org/en/publicationslibrary/rmt2013\\_en.pdf](http://unctad.org/en/publicationslibrary/rmt2013_en.pdf)

U.S. EPA, 2012, 'Report to Congress on Black Carbon', U.S. Environmental Protection Agency, EPA-450/R-12-001.

Walter, J. & Wagner, J., 2012, Choosing Exhaust Scrubber Systems, Maritime Clusters Northern Germany, available online January 16 2014: [http://www.maritimes-cluster.de/fileadmin/user\\_upload/MC/PDF/2013-02-27\\_Studie\\_Abgaswäschersysteme\\_final\\_englisch.pdf](http://www.maritimes-cluster.de/fileadmin/user_upload/MC/PDF/2013-02-27_Studie_Abgaswäschersysteme_final_englisch.pdf)

Wärtsilä, 2011, Exhaust gas scrubbing systems - Technical and economical aspects, accessed March 4<sup>th</sup>, available at [http://ec.europa.eu/transport/modes/maritime/events/doc/2011\\_06\\_01\\_stakeholder-event/item9.pdf](http://ec.europa.eu/transport/modes/maritime/events/doc/2011_06_01_stakeholder-event/item9.pdf)

## Appendix 1 MAC and NPV calculations by Incentive

We consider five technologies for reducing black carbon emissions. We calculate the marginal abatement cost for each technology by dividing the net present value (NPV) of the total cost associated with the technology by the reduction in black carbon emissions. When calculating the reduction in black carbon emissions, we take into account that reductions obtained today weigh heavier than reductions obtained in the future. This is the standard approach applied in this field of work. This analysis focuses on the costs of reducing emissions and not the impact of reducing emissions. This is the reason for only considering the reductions in the year they occur.

The evaluation year of net present value (NPV) is 2014. The equation below shows the formula for calculating the net present value. In the central scenario, we use a discount rate of 5%. We calculate the marginal abatement cost as the ratio of the present value of the total cost and present value of the reduced emissions.

Formula for calculating NPV:

$$NPV(2014) = value(2014) + \frac{value(2015)}{(1 + discount\ rate)} + \frac{value(2016)}{(1 + discount\ rate)^2} + \frac{value(2017)}{(1 + discount\ rate)^3} \dots$$

The NPV approach basically takes into account that it is worth more to have USD100 in the hand today (in 2014), than to receive USD 100 in one year (in 2015). The NPV calculation tells that it is worth USD95 in 2014 to get USD100 in 2015 if the discount rate is 5% because  $NPV(2014) = Value(2015)/(1+discount\ rate)$ . It is worth USD95 in 2014 to get USD100 in 2015 because you can “put the money in the bank” and get 5% return on the investment, which leaves you with USD100 in 2015.



The table below shows the costs and emissions leading to the marginal abatement cost for the open loop scrubber in the central scenario.

Detailed calculation of the marginal abatement cost for the open loop scrubber, Central scenario

	NPV (2014)	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
<b>Costs (USD)</b>													
CAPEX inkl. Installation and off-hire (A)	4,326,733	0	0	4,770,223	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OPEX (B)	563,562	0	0	72,927	77,155	77,155	77,155	77,155	77,155	77,155	77,155	77,155	77,155
Additional fuel cost (C)	1,762,004	0	0	2,17,411	232,953	235,891	238,830	241,769	243,995	246,221	248,447	250,674	252,900
NaOH cost (D)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total cost (E=A+B+C+D)	6,652,299	0	0	5,060,560	310,107	313,046	315,985	318,923	321,149	323,376	325,602	327,828	330,054
<b>Emissions (g)</b>													
Reduced emissions, LAC (F)	120,224,303	0	0	15,557,433	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313
Marginal Abatement Cost (USD/g) (A/B)	0.06												

We compare the marginal abatement cost for five technologies that are either substitutes or highly interdependent. The costs and abatement factors associated with each technology relates to a situation without either of the technologies installed. Therefore, when we calculate the marginal abatement cost of a technology, it is relative to a baseline situation where none of the technologies are installed. Due to the interdependency between technologies, considering a combination of two technologies affects the baseline situation and thus the marginal abatement cost for both technologies. Therefore we compare the marginal abatement costs of the five technologies rather than consider combinations of technologies.

## Appendix 2 Base parameters

Table 1: CAPEX incl. installation cost (USD) for example ship excluding off-hire rate in 2014 prices

Technology	Cost in central scenario
Open loop scrubber	4,400,000
Hybrid scrubber, open loop mode	5,500,000
Hybrid scrubber, closed loop mode	5,500,000
Fuel switch	266,715
Diesel Particulate Filter	2,413,950

Table 2: Technology lifetimes (years)

Technology	Lifetime	Off-hire days for installation
Open loop scrubber	15	20
Hybrid scrubber, open loop mode	15	20
Hybrid scrubber, closed loop mode	15	20
Fuel switch	Same lifetime as ship	10
Diesel Particulate Filter	Actual 6-8 years (but unlimited in calculations due to inclusion in OPEX)	15

Table 3: OPEX (USD /kW per year) rate in 2014 prices

Technology	Cost in central scenario
Open loop scrubber	6.9
Hybrid scrubber, open loop mode	6.9
Hybrid scrubber, closed loop mode	6.9
Fuel switch	0.0
Diesel Particulate Filter	21.9

Table 4: Fuel penalties against specific fuel consumption

Technology	Fuel penalty
Open loop scrubber	2.00%
Hybrid scrubber, open loop mode	2.00%
Hybrid scrubber, closed loop mode	1.00%
Fuel switch	0.30%

Diesel Particulate Filter	4.00%
---------------------------	-------

Table 5: NaOH consumption (m3/hour)

Technology	NaOH consumption
Open loop scrubber	0
Hybrid scrubber, open loop mode	0
Hybrid scrubber, closed loop mode	0.15
Fuel switch	0
Diesel Particulate Filter	0

Table 6: Prices for fuel and NaOH rate in 2014 prices

	Price Rotterdam 24 April
HFO (USD/mt)	578
MGO (USD/mt)	887
NaOH (USD/m3)	157

Table 7: EC abatement factors (g/kWh)

Technology	Abatement factor
Open loop scrubber	0.020
Hybrid scrubber, open loop mode	0.020
Hybrid scrubber, closed loop mode	0.020
Fuel switch	0.030
Diesel Particulate Filter	0.034

Table 8: LAC abatement factors (g/kWh)

Technology	Abatement factor
Open loop scrubber	0.167
Hybrid scrubber, open loop mode	0.167
Hybrid scrubber, closed loop mode	0.167
Fuel switch	0.136
Diesel Particulate Filter	0.124

## Appendix 3 Parameters varied in sensitivity analysis

In this appendix the parameters, which were changed in the sensitivity analyses are shown. The prices are converted to 2014 level.

Sensitivity parameter	Low	Base line parameters	High	Price year	Original data from reference
Ship residual lifetime [years]	5	10	15		
Time operating in the Arctic [hours]	4380	8760	-		
Discount rate	-	5%	8%		
HFO price [USD/mt]	Refer to figure 11	578	Refer to figure 11	2014	Bunkerworld, 2014
MGO price [USD/mt]	Refer to figure 11	877	Refer to figure 11	2014	Bunkerworld, 2014
NaOH price [USD/m <sup>3</sup> ]	52	157	262	2014	Wärtsila, 2011
CAPEX + inst. Open loop Scrubber [USD]*	3,700,000	4,400,000	5,100,000	2014	Wärtsila and Alfa Laval (2014)
CAPEX + inst. Hybrid Scrubber [USD]*	5,100,000	5,500,000	6,000,000	2014	Wärtsila and Alfa Laval (2014)
OPEX Scrubber [USD/kW/year]**	0.4	6.9	1.1	2014	Corbett et al., 2010
CAPEX DPF + inst. [USD/kW]***	84.7	121.0	157.3	2014	Danish EPA, 2013, DINEX, 2014
OPEX DPF [USD/kW/year]	15.3	21.9	28.5	2014	Corbett et al., 2010

\* April, 2014, personal comm. with manufacturers.

\*\* The original data is given in USD/MWh

\*\*\* The price is estimated by LITEHAUZ based on Danish EPA, 2013 and pers. comm. with DINEX.

The low and the high CAPEX for the scrubber is the low and high estimates provided by Wärtsila and Alfa Laval, while the low and high OPEX for the scrubber is based on (Corbett et al., 2010). High uncertainty is related to the costs of DPF both regarding CAPEX and OPEX, and therefore estimates 30 % higher and lower have been used in the sensitivity analyses.

この報告書は、ポートレースの交付金による日本財団の助成金を受けて作成しました。

平成25年度 北極海航路における船舶からの黒煙（ブラックカーボン）  
に関する調査研究事業報告書

平成26年7月発行

発行 海洋政策研究財団（一般財団法人シップ・アント・オーシャン財団）

〒105-0001 東京都港区虎ノ門3-4-10 虎ノ門35森ビル  
TEL 03-5404-6828 FAX 03-5404-6800  
<http://www.sof.or.jp> E-mail : [info@sof.or.jp](mailto:info@sof.or.jp)

本書の無断転載、複写、複製を禁じます。 ISBN978-4-88404-315-5

